

## II-048 – ÍNDICE DE EFICIÊNCIA AGREGADA DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

**Osmar Luiz Moreira P. Fonseca de Menezes**

Engenheiro Civil pela UFC, *Campus* Cariri. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE, área de Tecnologia Ambiental.

**Fernando José Araújo da Silva**<sup>(1)</sup>

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Professor Adjunto na UFC e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Pós-DEHA/UFC.

**Andre Luis Calado Araujo**

Doutor, Mestre e Graduado em Engenharia Civil. Pesquisador na área de Engenharia Sanitária e Ambiental. Professor do IFERN e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, UFRN.

**Endereço**<sup>(1)</sup>: Bloco 713, 1º andar, *Campus* do PICI, Centro de Tecnologia. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, CE. Brasil. CEP 60451-970. Fone: (85) 33669624. E-mail: [fjas@cariri.ufc.br](mailto:fjas@cariri.ufc.br)

### RESUMO

A maioria das estações de tratamento de esgoto é avaliada quanto à eficiência relativa de cada parâmetro de monitoramento. No caso de lagoas de estabilização, em razão de sua robustez e simplicidade, é favorecida a negligência operacional. O presente estudo propõe o conceito de Índice de Eficiência Agregada (IEA). O estudo mostrou que o índice é uma abordagem interessante na avaliação de desempenho de estações de tratamento de esgotos. A proposta tem enfoque objetivo e emprega um conjunto de parâmetros de monitoramento baseado em desempenho médio esperado. No caso dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo os parâmetros coliformes termotolerantes, amônia total e NKT apresentaram maior peso sobre a determinação do IEA. O índice tem potencial de aplicação em maior espectro.

**PALAVRAS-CHAVE:** Gestão e controle de ETE, Desempenho de ETE, Qualidade de efluente.

### INTRODUÇÃO

Em regiões com clima quente e alta radiação solar durante o ano inteiro, as lagoas de estabilização se destacam como uma alternativa eficiente e de baixo custo para o tratamento de efluentes. Esse sistema é admitido como o método mais barato de tratamento de esgoto, na medida em que sua construção é muitas vezes limitada a movimento de terra e sua operação se dá com intervenção mínima. Exigem, entretanto, maior área de implantação (VON SPERLING, 2002). As várias configurações possíveis para projeto incluem associações entre diferentes tipos de lagoas, cujo objetivo primário é a remoção de matéria orgânica e de organismos patogênicos (MARA; PEARSON, 1986). Para o efluente, além do despejo no corpo receptor é possível ainda o reúso deste, principalmente em fins agrícolas.

As lagoas também são destacadas por sua robustez, que resulta de elevados tempos de detenção hidráulica (MARA, 2004). Assim, em princípio, variações bruscas no afluente não se refletem em mesma proporção nos efluentes. Esta vantagem somada às outras já citadas conduzem a pouca atenção sobre aspectos de operação e manutenção. O fato é estações de tratamento de esgoto mal operadas, funcionando abaixo de sua eficiência de projeto, representam um risco ambiental ao corpo receptor e ao reúso do efluente.

É imperativo avaliar o desempenho de estações de tratamento de esgotos. O objetivo principal é quantificar a adequação do sistema à performance esperada em seu projeto. A avaliação permite aprofundar a reflexão sobre a ETE, de maneira que se analise e determine as razões de um determinado *status* de desempenho. Permite-se desta forma a interpretação de condicionantes, com potencial intervenção, tanto para melhorar a eficiência, como para modificar e aprimorar conceitos de projeto. Ocorre que uma configuração tecnológica de ETE, incluindo lagoa de estabilização, apresenta diferentes graus de eficiência na remoção dos mais distintos tipos de poluentes, através de parâmetros objetivos, indicadores ou agregados. Portanto, por exemplo, uma remoção elevada de DQO não implica desempenho equivalente na remoção de patógenos.

A eficiência de uma ETE é geralmente referida pela fração, ou percentual, da concentração contida no afluente que foi removida. Ou seja, é simplesmente o complemento da fração de transferência do sistema. Um cotejamento adequado - entre o que se obtém e o que se pretende alcançar - contempla a agregação de resultados referentes aos distintos parâmetros empregados na avaliação. É relevante estabelecer uma hierarquia do potencial de desempenho qualitativo, de maneira a considerar os parâmetros mais sensíveis à avaliação da eficiência com multiparâmetros em sistemas de tratamento. Por outro lado, não deve haver óbices à aplicação de metodologias que comparem diferentes configurações tecnológicas de tratamento de efluentes ou mesmo em outras aplicações de correção da qualidade ambiental. As dimensões aplicação podem assim ser globais ou específicas.

Esta é a motivação do presente estudo que sugere um Índice de Eficiência Agregada ( $I_{EA}$ ) como forma de avaliação do desempenho operacional de sistemas de tratamento de esgotos. A atenção, porém, é específica e sobre sistemas de lagoas de estabilização.

Os critérios estabelecidos para o cálculo de um índice devem especificar os objetivos deste (PYKH; KENNEDY; GRANT, 2000; SANTOS, 2009). Assim, a seleção de parâmetros deve ser concentrada nos resultados pretendidos, de forma que um número restrito de parâmetros o represente e esteja associado à disponibilidade de dados. Após a escolha dos parâmetros é indispensável verificar redundância ou multicolinearidade de variáveis que são fortemente relacionadas. Ainda, é imperativo padronizar os dados, pois as variáveis são expressas unidades diferentes. Surgem então os subíndices, que os uniformizam.

## METODOLOGIA

### Proposição do IEA

Inicialmente foi estabelecido um conjunto de valores de referência de eficiência (VRE), definidos como *background*. Estes representam um desempenho esperado na remoção de cada parâmetro indicador, servindo também como normalizadores. As eficiências foram consideradas com base em literatura com destaque para von Sperling (1996 e 2002). Os parâmetros selecionados e os respectivos VRE (eficiência média) foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO) = 75%; demanda bioquímica de oxigênio em amostra filtrada ( $DBO_F$ ) = 85%; demanda química de oxigênio (DQO) = 70%; demanda química de oxigênio em amostra filtrada ( $DQO_F$ ) = 80%; amônia total (AMT) = 40%; nitrogênio Kjeldahl total (NKT) = 70% e coliformes termotolerantes ( $C_{TT}$ ) = 3,000 unidades de  $\log_{10}$  (i.e. 99,90%).

Os VRE servem de subsídio ao cálculo de subíndices, aqui considerados como indicadores  $I_{DC1}$  e  $I_{DC2}$ , dados pelas Equações 1 e 2, respectivamente. Na primeira equação a comparação é feita em relação à eficiência média típica, enquanto na segunda a comparação é feita em relação à maior eficiência verificada entre as ETE de um grupo avaliado. Olhar semelhante é obtido quando são considerados os intervalos definidos pelos limites - inferiores e superiores - esperados para eficiência a ser alcançada, conforme sugerido na Equação 3. Neste caso, os limites inferiores e superiores dos VRE aqui adotados foram: DBO = 65 e 85%;  $DBO_F$  = 80 e 90%; DQO = 60 e 80%;  $DQO_F$  = 75 e 85%; AMT = 25 e 55%; NKT = 50 e 90% e  $C_{TT}$  = 2,750 e 3,250 unidades de  $\log_{10}$  (i.e. 99,82 e 99,94%).

$$I_{DC1} = \frac{EOb}{EEsp} \quad \text{Equação (1)}$$

$$I_{DC2} = \frac{EOb}{MaEOb} \quad \text{Equação (2)}$$

$$I_{DC3} = \frac{EOb - MeEEsp}{MaEEsp - MeEEsp} \quad \text{Equação (3)}$$

Em que: **EOb** é a eficiência observada na remoção de um poluente; **EEsp** é a eficiência esperada para a remoção de um poluente; **MaEOb** é a maior eficiência observada para remoção de um poluente em um

conjunto de ETE sob avaliação; **MeEEsp** é a menor eficiência esperada para a remoção de um poluente e **MaEEsp** é a maior eficiência esperada para a remoção de um poluente.

O do Índice de Eficiência Agregada ( $I_{EA}$ ) é dado pela Equação 4. O índice é simplesmente o valor médio dos  $I_{DC}$ , conforme o critério de normalização adotado nas Equações de 1 a 3. No  $I_{EA}$  proposto todos os parâmetros têm mesmo peso, porém é possível fazer ponderação caso desejado.

$$I_{EA} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n I_{DC} \quad \text{Equação (4)}$$

### Os sistemas de lagoa de estabilização do estudo

Foram selecionados 10 (dez) sistemas de lagoas de estabilização com arranjo em série, constituídos cada um por três células. A primeira célula era uma lagoa facultativa primária, a segunda uma lagoa de maturação primária e, após esta, uma lagoa de maturação secundária. A representação esquemática dos sistemas é vista na Figura 1.

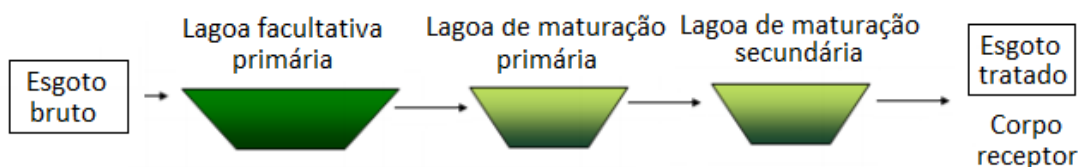


Figura 1: Representação esquemática dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo.

A designação de cada série de lagoas considerada no estudo, suas coordenadas de localização, vazão de operação ( $Q$ ), tempo de detenção hidráulica (TDH), volume e área (à meia profundidade) estão contidas na Tabela 1.

Tabela 1: Designação, localização e descrição dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo.

Sistema de lagoas	Coordenadas	$Q$ ( $m^3/d$ )	TDH (d)	Volume ( $m^3$ )	Área ( $m^2$ )
PS <sub>1</sub>	5°45'27"S - 35°59'44"O	108	29,71	3.208	2.211
PS <sub>2</sub>	5°07'17"S - 36°38'09"O	3.940	17,13	67.500	37.350
PS <sub>3</sub>	5°11'53"S - 37°18'44"O	492	118,02	58.065	32.785
PS <sub>4</sub>	6°26'22"S - 35°13'18"O	253	13,77	3.484	1.872
PS <sub>5</sub>	6°14'17"S - 35°04'02"O	646	18,40	11.888	6.392
PS <sub>6</sub>	5°53'31"S - 35°11'04"O	7.615	24,93	189.884	109.086
PS <sub>7</sub>	6°45'58"S - 36°43'52"O	170	29,48	5.012	3.952
PS <sub>8</sub>	6°18'45"S - 35°28'24"O	300	78,01	23.402	12.796
PS <sub>9</sub>	5°47'39"S - 35°18'34"O	260	43,52	11.315	5796
PS <sub>10</sub>	5°12'15"S - 35°27'30"O	810	33,67	27.268	25.980

Os sistemas de lagoas estudados estão localizados no Estado do Rio Grande do Norte. O estado possui área de aproximadamente 52.812 km<sup>2</sup> e ocupa cerca de 3,4% da área da Região Nordeste e 0,6% do território nacional. Limita-se com o Estado do Ceará a Oeste, ao Sul com o Estado da Paraíba e a Leste e ao Norte com o Oceano Atlântico. A população do Estado do Rio Grande do Norte é de cerca de 3,4 milhões de habitantes. Cerca de 25% desta população reside na capital, Natal (IBGE, 2015).

O clima no Rio Grande do Norte, do Atlântico para o Sertão, varia de tropical litorâneo, a sub-úmido seco, passando a semiárido e semiárido intenso. Estes dois últimos tipos apresentam dominância na maior parte do estado. A temperatura média é de 26 °C, com médias mínimas e máximas de 23 e 34 °C, respectivamente. A Figura 2 mostra a localização do estado em relação ao país e à região nordeste. Já a Figura 3 mostra a localização, no Estado do Rio Grande do Norte, dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo.



Figura 2: Localização do Estado do Rio Grande Norte no Brasil e em relação à Região Nordeste.



Figura 3: Localização dos sistemas de lagoas de estabilização considerados no estudo.

Para o presente estudo foram coletadas amostras pontuais de esgoto bruto (EB) e esgoto tratado (ET), este último proveniente da lagoa de maturação secundária em cada sistema. A coleta de amostras foi realizada a cada três semanas, no horário da manhã, em torno das 10 horas, ao longo de um ano. Nas amostras, os seguintes parâmetros analíticos foram determinados: temperatura, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), amônia total (AMT), nitrogênio Kjeldahl total (NKT) e coliformes termotolerantes ( $C_{TT}$ ). Nas amostras de esgoto tratado foram determinados ainda: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio em amostra filtrada em filtro tipo AP-20 ( $DBO_F$ ) e demanda química de oxigênio em amostra filtrada em filtro tipo AP-20 ( $DQO_F$ ). Todos os procedimentos analíticos obedeceram às recomendações descritas em APHA (2005).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O esgoto bruto dos sistemas de lagoas apresentou características típicas de efluente doméstico. Os sistemas  $PS_6$  e  $PS_{10}$  apresentaram EB mais fracos, com DBO de cerca de 300 mg/L, enquanto nos sistemas  $PS_1$  e  $PS_7$  este parâmetro foi em torno de 700 mg/L. A razão média entre DQO e DBO foi de 1,34. O pH foi neutro, com temperaturas médias próximas a 30° C. Praticamente todos os valores observados para  $C_{TT}$  estiveram na mesma escala. A Tabela 1 mostra um resumo das características dos esgotos brutos afluentes com os dados agrupados.

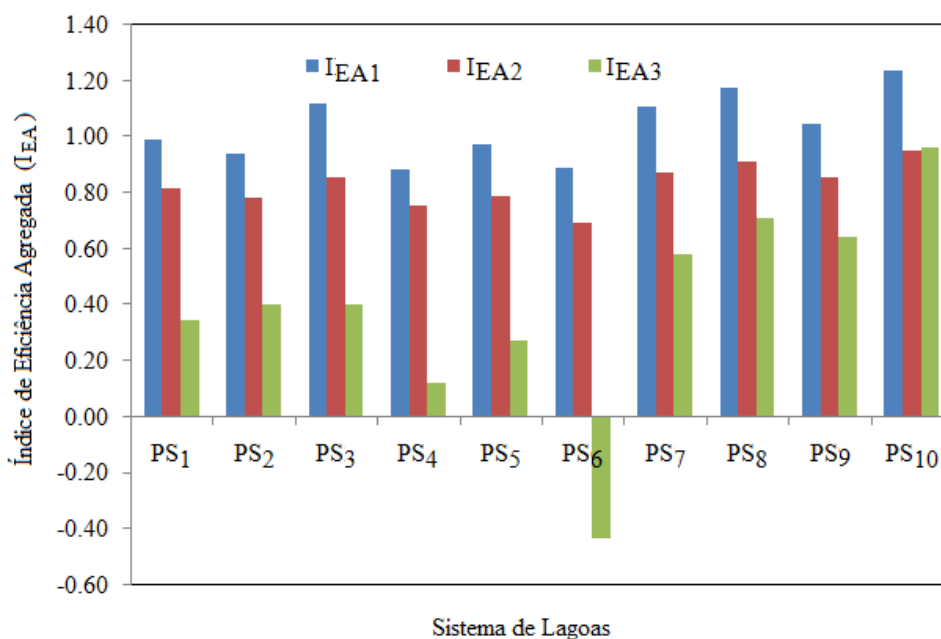
**Tabela 1: EB dos sistemas de lagoas do estudo (valores agrupados de todas as estações).**

<i>Descritor Estatístico</i>	<i>Parâmetros</i>						
	Temp. (°C)	pH	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	AMT (mg N/L)	NKT (mg N/L)	$C_{TT}$ (NMP/100 mL)
Média	29,8	7,15	528	683	42,6	73,6	2,53E+7 (1,87E+7) <sup>†</sup>
Mínimo	28,6	6,84	293	402	33,8	48,8	1,20E+6
Máximo	31,2	7,47	747	909	57,6	104,5	5,00E+7
CV%	2,8	2,73	33	24	18,2	22,4	61 <sup>††</sup>

<sup>†</sup>Média geométrica; <sup>††</sup> cálculo com base na média aritmética.

Os valores do  $I_{EA}$  proposto e baseado nos subíndices ( $I_{DC}$  1,2 e 3) são mostrados na Figura 4. Para todos os índices os melhores resultados ocorreram nas séries  $PS_{10}$  e  $PS_8$ . Os piores, por sua vez, foram verificados na  $PS_6$  e  $PS_4$ . O enfoque com  $I_{EA1}$  que levou em conta somente a razão entre a eficiência alcançada e a média esperada parece ser mais objetivo. Esta abordagem apresentou correlação positiva mais significativa ( $r = 0,964$ ;  $\alpha = 0,05$ ) com o  $I_{EA2}$  do que com o  $I_{EA3}$  ( $r = 0,837$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Tal fato se deveu ao emprego de intervalos de eficiência (mínimo e máximo) no cômputo do indicador ( $I_{DC3}$ ).





**Figura 4: Os Índices de Eficiência Agregada ( $I_{EA}$ ) propostos e aplicados às séries de lagoas do estudo.**

Importa considerar que no uso do  $I_{EA3}$  caso a estação de tratamento apresente desempenho abaixo do estipulado como mínimo, o  $I_{DC3}$  apresentará valores negativos. Quanto mais negativo este valor, maior o impacto sobre a soma final dos subíndices. Se isto ocorrer com outros parâmetros e respectivos indicadores, a soma parcial poderá ser negativa, resultando em um  $I_{EA}$  igualmente negativo, como mostrado na figura para o caso da  $PS_6$ . Isto poderá tornar a interpretação um pouco confusa. Para melhor análise, observar os indicadores parciais pode ajudar. Ainda assim a interpretação poder ser ambígua. Por exemplo, mesmo as séries  $PS_{10}$  e  $PS_8$  apresentaram resultados parciais negativos em seus subíndices, como no caso dos parâmetros  $DBO_F$  ( $I_{DC3} = -0,164$ ) e  $C_{TT}$  ( $I_{DC3} = -0,144$ ), respectivamente.

O  $I_{EA2}$  tem aplicação restrita à comparação entre sistemas com mesma configuração. É útil para auxiliar na tomada de decisões que considerem avaliação de condição operacional ou sobre a necessidade de algum tipo de intervenção que possibilite melhor desempenho. É claro que para este tipo de reflexão há que se exigir um protocolo de inspeção que permita diferenciar não apenas as eficiências de remoção de poluentes.

Os índices calculados sofreram maior influência dos parâmetros amônia total e  $C_{TT}$ . No caso do  $I_{EA1}$  que apresentou melhores resultados de interpretação as correlações ( $r$ ) com AMT e  $C_{TT}$  foram de 0,894 e 0,694 (para  $\alpha = 0,05$ ). Como AMT é parcela de nitrogênio componente do NKT este parâmetro também correlacionou positivamente com o índice ( $r = 0,860$ ). No caso dos parâmetros referentes à remoção de matéria orgânica que compunham o  $I_{EA1}$  os valores de  $r$  foram bem menores, variando de baixo ( $r = 0,352$ ; caso da  $DBO$ ) a insignificante ( $r = 0,098$ ; caso da  $DQO_F$ ).

É, porém, interessante destacar que fora da composição dos subíndices há a indicação de que a atividade fotossintética influencia fortemente as remoções de AMT, NTK e  $C_{TT}$ , e, por consequência, os valores dos  $I_{EA}$ . Valores mais elevados de OD ( $3,9 \text{ mg/L} \pm 0,9$ ) correlacionam positivamente com os valores de pH ( $8,1 \pm 0,47$ ), apresentando coeficiente de correlação de 0,759. Valores mais elevados de pH correlacionam positivamente com as remoções de  $C_{TT}$ , AMT e NTK, valores de  $r$  de 0,811; 0,864 e 0,773, respectivamente). Portanto, o pH pode ser empregado para estimar o  $I_{EA1}$ , conforme representado na Figura 5.

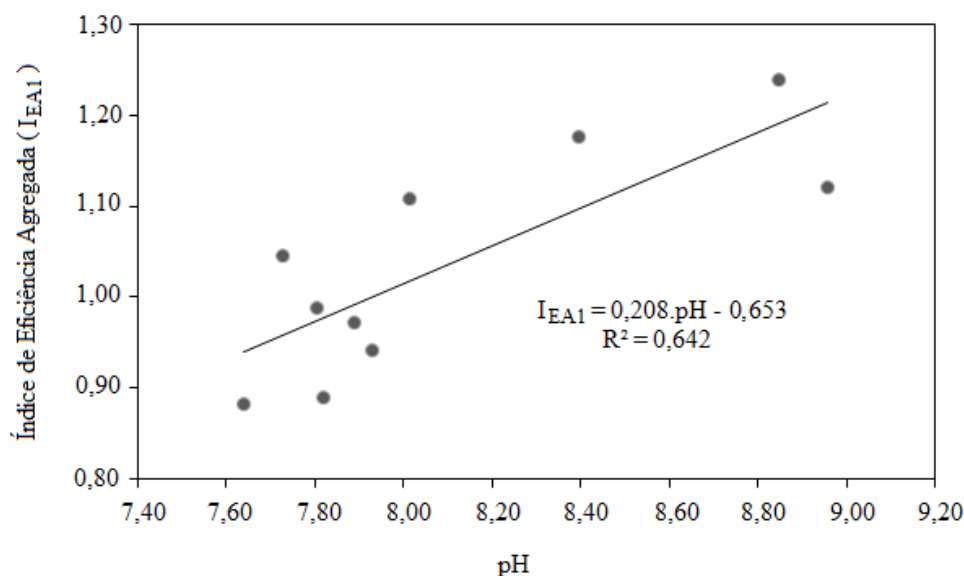


Figura 5: Correlação entre o pH do efluente tratado das séries de lagoas do estudo e os valores de  $I_{EA1}$ .

## CONCLUSÃO

O Índice de Eficiência Agregada foi mostrado como uma alternativa de avaliação geral, com aplicação simples, em que um único número pode representar o desempenho de um conjunto de parâmetros de monitoramento em sistema de lagoas de estabilização. O  $I_{EA}$  baseado em desempenho médio esperado é mais objetivo para fins de interpretação.

Dentre os parâmetros empregados para compor os subíndices os coliformes termotolerantes, amônia total e NKT apresentaram maior peso sobre a determinação do  $I_{EA}$ , a partir de análise de correlação. Fora desta composição, a atividade sintética medida indiretamente pela elevação do pH fez deste último o parâmetro mais influente sobre os valores do índice.

O  $I_{EA}$  deve ser melhor investigado como ferramenta auxiliar de gestão e controle de ETE, através de estudos de análise de sensibilidade, incorporação do conceito de carga poluente e aplicação em outras tecnologias de tratamento de esgotos

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>st</sup> ed. Washington, D.C.: APHA – American Public Health Association, 2005. 1527 p.
2. MARA, D.D. Domestic wastewater treatment in developing countries. London: Earthscan, 2004. 293 p.
3. MARA, D.D.; PEARSON, H.W. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: Biotechnology - comprehensive treatise. v. 8, chapter 4, p. 177-205. Weinheim: Verlagsgesellschaft, 1986.
4. OSWALD, W. J. Ponds in the twenty-first century. Water Science and Technology v. 31, n. 12, p. 1-8, December, 1995.
5. PYKH, Y.A.; KENNEDY, E.T.; GRANT, W.E. An overview of systems analysis methods in delineating environmental quality indices. Ecological Modelling v. 130, n. 1-3, p. 25-38, June, 2000.
6. SANTOS, J. M.M. Índice de qualidade de água subterrânea aplicado em área de aquíferos cristalinos com uso agrícola: bacia do Rio São Domingos – RJ. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro, Setembro de 2009. 140 folhas + Anexos.
7. VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 3, 2ª edição. Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196 p.