

Universidade Federal da Paraíba	- UFPb -
Centro de Ciências e Tecnologia	- CCT -
Departamento de Engenharia Civil	- DEC -
Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários	- EXTRABES -

Relatório do " Estágio Supervisionado "

Aluno: Marcos Luciano Alves Barroso

Matrícula: 862-11268

Curso: Engenharia Civil

Situação Acadêmica: Em fase de conclusão - 92.2

Professor Orientador: Rui de Oliveira

Data de início de estágio: 06/Abril/1992

Carga horária: 29 horas semanal

Carga horária total: 500 horas



Biblioteca Setorial do CDSA. Maio de 2021.

Sumé - PB

Roteiro do Estágio

1. Apresentação.
2. Materias e Métodos.
 - 2.1. Descrição do Sistema Experimental.
 - 2.2. Alimentação do Sistema.
 - 2.3. Metodologia de amostragem.
 - 2.4. Procedimento das análises.
3. Apresentação e análise dos resultados.
 - 3.1. Resultado de DBO_5 , DQO e SS.
 - 3.2. Resultado de Clorofila " a ".
 - 3.3. Resultados de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.
 - I.1 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5).
 - I.2 - Demanda Química de Oxigênio (DQO).
 - I.3 - O p.H.
 - I.4 - Oxigênio Dissolvido.
 - I.5 - Sólidos Suspensos (SS).
 - I.6 - Clorofila " a ".
4. Conclusão
5. Referências Bibliográficas.
- Anexos

1. Apresentação.

Alguns autores (Mara, 1976; Arthur, 1983) consideram que Lagoas de Estabilização tem muitas vantagens como opção no tratamento de águas residuárias domésticas, sendo suas desvantagens a necessidade de grandes áreas de terreno e a remoção de sólidos suspensos que é somente razoável (Middlebrooks et al., 1982; Arthur, 1983).

O tratamento de águas residuárias domésticas em Lagoas de Estabilização, vem sendo pesquisado desde o final da década de 70 na Estação Experimental de Tratamento Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) da Universidade Federal da Paraíba, na cidade de Campina Grande, Paraíba, como opção para o tratamento de esgotos. A EXTRABES pesquisa parâmetros de projeto que conduzem a áreas de terreno menores, que possam ser implantados em projetos regionais.

Em 1991, na ETE de Campina Grande foi instalado um sistema de dez lagoas, em escala-piloto, cuja monitoração foi feita pela EXTRABES com a finalidade de avaliar o seu desempenho na remoção de material orgânico, organismos indicadores fecais e nutrientes assim como caracterizar o ambiente de cada uma lagoa quanto à temperatura, oxigênio dissolvido o pH.

O presente relatório descreve resultados coletados de Janeiro a Novembro de 1992, uma série longa de lagoas sendo realizados a remoção da matéria orgânica em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco (5) dias (DBO_5) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e as variações de temperaturu-

ra, pH, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos e clorofila" a ".

2. Materias e Métodos.

2.1. Descrição do Sistema Experimental.

O Sistema Experimental era constituído por uma série de dez (10) lagoas de estabilização, em escala-piloto, onde a primeira, a lagoa anaeróbia denominada (A₁₁) era seguida de uma lagoa facultativa secundária (F₂₆) e as demais, lagoas de saturação denominadas (m₂₅ ..., m₃₂). As dimensões das lagoas eram 1,5 m de profundidade 1,2m de largura e 1,8 m de comprimento para a lagoa anaeróbia, enquanto as demais tinham 3,6 m de comprimento sendo as outras dimensões as mesmas de lagoa anaeróbia.

As lagoas foram erguidas com paredes de alvenaria de tijolos, revestidas interna e externamente com argamassa de cimento e areia, e o piso de concreto simples.

Todo o sistema experimental de lagoas em série foi construído no terreno da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (7°13'11" S, 35°52'31" , a 550m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil. O Sistema Experimental é representado esquematicamente na FIGURA 1.

2.2. Alimentação do Sistema.

O Esgoto bruto da cidade chegava a uma vazão de 3,24m³/d, e era conduzido ao sistema primeiro para a lagoa

anaeróbia. O esgoto bruto era retirado do canal de acesso da ETE antes da calha Parshall e bombeado, para um tanque de nível constante no interior da casa de bombas. Daí uma bomba dosadora peristáltica de velocidade variável (modelo HRSV, Watson-Marlow), bombeava o esgoto para a lagoa anaeróbia onde era descarregado a 50 cm do fundo. Com um tempo de detenção hidráulica de dois (2) dias, em média ; por gravidade as outras lagoas da série recebiam o efluente descarregado a 50 cm do fundo, através de um dispositivo de intercomunicação entre elas. As lagoas se comunicavam por tubos e conexões de PVC rígido de 50 mm de diâmetro. Os efluentes das lagoas eram coletados a 50 mm abaixo do nível do líquido.

2.3. Metodologia de amostragem.

De Janeiro a Novembro de 1992, o monitoramento de rotina do sistema experimental foi levado em análises de amostras compostas diárias do esgoto bruto (EBC), duas vezes por semana e dos efluentes das lagoas, às oito (8) horas da manhã, uma vez a cada duas semanas.

As amostras de esgoto bruto eram coletadas, de hora em hora, do tanque de nível constante, durante 24 horas a partir de nove (9) horas do dia anterior ao dia de coleta através de um (1) amostrador automático (modelo SMO08 /24A, SWEYNES INDUSTRIAL ESTATE, Sirco Control LTD) com memória programável, bomba de sucção/compressão e refrigerador que mantinha as amostras a 5°C durante todo o ciclo. E

essas amostras, no final do ciclo eram misturadas em partes iguais para constituir uma amostra composta diária do esgoto bruto. As amostras dos efluentes das lagoas eram retiradas por um sifão a 5 cm da superfície do líquido, no interior de um retentor de escuna.

2.4. Procedimentos das análises.

A temperatura era medida com um termômetro de mercúrio, após a coleta de amostras em cada lagoa. As análises físico-químicas eram feitas nos laboratório da EXTRA-BES-UFPb. A determinação do oxigênio dissolvido era feita em amostras coletadas exclusivamente para esse fim pelo método eletrométrico, com a utilização do eletrodo (YSI modelo 5720A), com membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor YSI modelo 54A. Para o 6H foi utilizado o método potenciométrico usando um medidor de pH modelo Pye Unicam, PW 9418, provido de um eletrodo modelo Ingold 401EO7 . Na DQO foi utilizado o método da refluxação fechada do dicromato de potássio, usando um bloco de digestão, modelo GRANT tipo BT5, e na DBO₅ foi seguido o método da diluição das amostras em frascos padrões de DBO. Os sólidos suspensos (SS) foram determinados pelo procedimento gravimétrico com a utilização de papéis de filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C) e temperatura de secagem na faixa de valores de 103 a 105°C. Todos os métodos citados seguiram as recomendações da APHA (1989). Já a clorofila " a " (Cla) seguiu o método de extração a quente com metanol 90%, pro-

posto por JONES (1979), sendo as leituras de absorvância' a 665 e 750 nm feitas no espectrofotometro LK84053 ULTROS PECK.

3. Apresentação e análise dos resultados.

A tabela 1 mostra os valores médios (X), as faixas (min - max) e os números de dados amostrais (N) dos parâmetros analisados.

3.1. Resultados de DBO_5 , DQO e ss.

O material orgânico foi vigorosamente reduzido' ao longo do Sistema Experimental. A DBO_5 diminuiu de 186 mg/l, no esgoto bruto afluente para 35 mg/l, no efluente da lagoa anaeróbica, e daí caiu para até mais que 10 mg/l. Nas últimas seis (6) lagoas da série.

Este valor é menor que os limites dos padrões ' internacionais (Bartore, 1986), para descargas em rios. As cargas orgânicas de 2790Kg DBO_5 /ha.d e 186g DBO_5/m^3d tidas na lagoa anaeróbica, foram reduzidas para 52Kg $DBO_5/ha.d$ e 3,5 DBO_5/m^3d na última lagoa de saturação (m_{32}). Isto representou uma redução de 98% que é um valor mais que aquele obtido por Silva et al; (1992) na monitoração da fase de aclimação do sistema experimental no verão do ano anterior.

A DQO no esgoto bruto composto era de 302mg/l ' chegou a 183mg/l no efluente da lagoa anaeróbica (A_{11}) e

caiu para 79mg/l no efluente da última lagoa (M₃₂). As cargas orgânicas de DQO diminuíram de 7530kg DQO/ha.d e 502g.DQO/m³.d na lagoa anaeróbia (A₁₁) para 548kg.DQO/ha.d e 35,5g DQO/m³.d na lagoa de maturação (M₃₂). Os sólidos suspensos tinham valores em torno de 283mg/l no esgoto bruto, chegaram a 58mg/l no efluente da lagoa anaeróbia (A₁₁) e diminuíram no efluente da lagoa de maturação (M₂₉) para 25mg/l e aumentaram no final para 48mg/l, na lagoa de maturação (M₃₂). Este resultado é maior do que 30mg/l dos padrões internacionais (Bartore, 1986), para descarga de efluentes em rios. Isto no entanto é uma característica do sistema de lagoas de estabilização. Tem sido observado, no entanto, que séries de lagoas menos profundas (1,5m) produzem efluentes com concentrações de sólidos suspensos maiores que sistemas de lagoas mais profundas (de Oliveira , 1990); e Silva et al., 1991).

3.2. Resultados de clorofila " a " .

A clorofila " a " medida para expressar a biomassa de fito plaretor, apresentou resultados médios de 282 mg/l na lagoa facultativa (F26) e decresceu na lagoa de maturação (M26) para 76mg/l, sofrendo um aumento nas lagoas de maturação, da (M27) à (M30), numa faixa de valores de 109 a 117mg/l e crescendo ainda no efluente da lagoa de maturação (M32) para 166mg/l. Isto se deu por causa da variação (diminuição) da carga orgânica aplicada nas la--

goas da série. Grandes cargas orgânicas diminuem a biomassa de algas. Presença de tóxicos como sulfetos e amônia em grandes profundidades são efeitos negativos no desenvolvimento do fitoplâncton ao longo de uma série de lagoas (de Oliveira, 1990).

3.3. Resultados de temperatura, pH e oxigênio dissolvido .

As lagoas apresentaram temperaturas médias de 23°C na lagoa anaeróbia e 22°C nas demais lagoas da série. Esses relativamente baixos valores, são reflexo da noite anterior ao dia de coleta, pois as amostras eram coletadas às oito (8) horas da manhã.

As médias de pH foram de 7,3 no efluente (esgoto bruto) e ao longo da série aumentou de 7,2 na lagoa anaeróbia (A₁₁) para 8,3 no efluente da lagoa de maturação (M32). Cargas orgânicas menores aplicadas às lagoas no período depois da aclimação e a maior estabilização do sistema foram responsáveis pelas mais elevadas faixas de pH na fase atual.

O oxigênio dissolvido teve concentrações médias inferiores a 1,0mg/l nas lagoas anaeróbia (A₁₁) e facultativa (F26) e a partir da lagoa de maturação (M25) as concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram entre os valores de 2,1 e 7,5mg/l no efluente final.

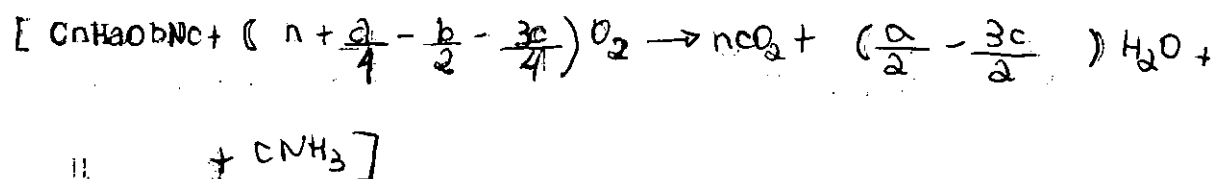
1.1 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias na medida em que decompõem matéria orgânica em condições aeróbicas.

O teste da DBO é largamente usado na determinação da poluição de águas residuárias domésticas e industriais em termos desse consumo de oxigênio e é um dos mais importantes no controle de atividades de poluição em rios.

O teste de DBO é essencialmente um procedimento de bioensaio envolvendo a medida de oxigênio consumido pelos organismos vivos (principalmente bactérias) enquanto utilizam a matéria orgânica presente na água. Devido ao limite de solubilidade do oxigênio na água, cerca de 9mg/l a 20°C, águas residuárias muito concentradas devem ser diluídas a níveis de demanda inferior a este valor, no período do teste. Uma relação quantitativa existe entre a quantidade de oxigênio requerido para converter uma quantidade definida de um dado composto orgânico para dióxido de carbono, água e amônia e pode ser representada pela seguinte equação generalizada:

Equação 1



O teste da DBO é baseado na determinação de oxigênio dissolvido, conseqüentemente a precisão dos resultados é influenciado pelo cuidado como o oxigênio dissolvido é medido. DBO pode ser medida diretamente em poucas amostras, sendo que em geral, a diluição é um procedimento requerido. Existem, portanto, dois métodos de determinação de DBO:

- a) - Método direto; e
- b) - Método da diluição.

Método direto — Se para a DBO de cinco (5) dias as amostras não excedem 7mg/l, não é necessário diluí-las pois elas são aeradas com o oxigênio dissolvido até o nível de saturação no início do teste. Muitas águas de rios caem nessa categoria.

O procedimento usual consiste em ajustar a temperatura da amostra para cerca de 20°C e aerá-las para permitir o aumento ou a diminuição do oxigênio dissolvido contido na amostra sendo feita uma primeira medida para determinar o oxigênio dissolvido no tempo zero (0), e outros frascos são incubados por cinco (5) dias a 20°C. Depois de cinco (5) dias, a quantidade de oxigênio dissolvido restante dentro da amostra incubada é determinada e a DBO de cinco (5) dias é calculada subtraindo-se o resultado de cinco dias daquele obtido no dia zero.

Método da diluição — O método da diluição para a medida de DBO é baseado na concepção fundamental de que a

taxa de degradação bioquímica da matéria orgânica é diretamente proporcional à quantidade de matéria não oxidada existente num determinado tempo. De acordo com sua concepção, a taxa na qual o oxigênio é usado nas diluições está na razão direta do percentual de amostra na diluição, desde que todos os outros fatores são idênticos. As condições mais importantes, que a diluição deve satisfazer são:

- (1) - estar livre de materiais tóxicos;
- (2) - ter pH e condições osmóticas favoráveis;
- (3) - presença de elementos nutrientes;
- (4) - temperatura padrão; e
- (5) - presença de uma significativa população mista de organismos originários do solo.

Aplicação dos dados de DBO

Dados de DBO possuem larga aplicação na prática da Engenharia Ambiental, constituindo-se o principal teste aplicado a águas residuárias domésticas e industriais para determinar sua concentração em termos do oxigênio requerido para sua estabilização. Este é o único teste que dá a medida da quantidade de matéria orgânica biologicamente oxidável presente numa amostra podendo ser usada também para determinar as taxas de oxidação ocorridas, ou a ocorrer numa coleção de água. Por isso a DBO é o principal parâmetro usado em controle de poluição orgânica nos rios, nos quais cargas orgânicas podem ser restritas para manter níveis desejados.

dos de oxigênio dissolvido. A determinação é usada em estudos de medidas de capacidade de purificação dos rios e serve para que as autoridades regulem o lançamento de efluentes nessas águas. Informações com respeito à DBO de águas residuais são uma importante consideração no projeto de instalações de tratamento. É um fator na escolha do método de tratamento e é usado na determinação do tamanho das unidades de tratamento.

O teste é usado para avaliar a eficiência das várias unidades de uma Estação de Tratamento de Esgotos em termos da remoção do material orgânico biodegradável. Em lagoas de estabilização a DBO se constitui no mais importante parâmetro de projeto, particularmente de lagoas anaeróbias e facultativas, pois serve de base para a determinação das cargas orgânicas superficiais e volumétricas. Também serve para a avaliação do desempenho de sistemas de lagoas na remoção do material orgânico biodegradável. Séries de lagoas são capazes de remover mais de 90% da DBO_5 afluentes, não havendo necessidade, no entanto, de um número excessivo de unidade para isso. Lagoas anaeróbias são capazes de remover mais de 70% da DBO_5 e lagoas facultativas primárias mais de 80% (Silva, 1982, de Oliveira, 1990). Lagoas de maturação embora auxiliares na remoção global de uma série não são projetadas para a remoção de material orgânico.

I.2 - Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O teste da DQO é bastante usado na avaliação da poluição de águas residuárias domésticas e industriais. O teste consiste na medida da quantidade total de oxigênio requerido para oxidação química do material orgânico fora dióxido de carbono e água de acordo com a equação abaixo. A DQO é baseada do fato de que compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser oxidados pela ação de agentes oxidantes fortes, sob condições ácidas. O nitrogênio amino pode ser convertido em nitrogênio amoniacal conforme indicado na equação. Porém, nitrogênio orgânico em estados de oxidação mais elevados será convertido para nitrato.

Durante a determinação do DQO, matéria orgânica é convertida em dióxido de carbono e água independentemente de sua assimilabilidade biológica. Por exemplo: glicose e lignina são ambos oxidados completamente. Como resultado disso os valores de DQO são maiores que os valores de DBO e podem ser muito maiores quando quantidades significantes de matérias orgânicas biologicamente resistentes estão presentes. Resíduos de polpa de madeira são excelentes exemplos seu alto conteúdo de lignina.

A principal limitação do teste da DQO é sua incapacidade de diferenciar entre matéria orgânica biologicamente oxidável e biologicamente inerte.

O maior meio de vantagem do teste do DQO é o curto tempo requerido para sua avaliação. A determinação pode

ser feita em 3H ao invés dos cinco (5) dias requeridos para a medição da DBO₅. Por esta razão é usado para substituir o teste da DBO na maioria dos casos. Dados de DQO podem ser interpelados em termos de valores de DBO depois que suficiente experiência tiver sido acumulada no estabelecimento de fatores de correlação confiáveis.

Histórico do teste da DQO

Agentes químicos oxidantes possuem extenso uso para medirem a demanda de oxigênio em águas poluídas. Soluções de permanganato de potássio foram usadas, por muitos anos e, os resultados referem-se ao consumo de oxigênio o equivalente ao permanganato. A oxidação causada pelo permanganato no entanto é altamente variável. Valores de oxigênio consumida dão resultados mesmo menores que a DBO de cinco (5) dias. Este fator demonstra a incapacidade do permanganato de determinar a DQO. Sulfato cérico, Iodato de potássio e dicromato de potássio são outros agentes oxidantes que são estudados com frequência para a determinação da DQO. Dicromato de potássio tem sido usado na prática pois é capaz de oxidar uma ampla variedade de substâncias orgânicas quase completamente para dióxido de carbono e água. E também, é relativamente fácil medir a quantidade em excesso do dicromato de potássio, através de titulação inclusível.

Com vistas ao dicromato de potássio oxidar o mate

rial orgânico completamente, é preciso que a solução seja um ácido forte e a temperatura elevada. Isto resulta na evolução de materiais voláteis originalmente presente e daqueles formados durante os períodos de digestão. Logo, deve-se prover meios de evitar sua saída. O refluxo é normalmente utilizado com esta finalidade.

Certos compostos orgânicos, particularmente ácidos graxos de baixo peso molecular, não são oxidados pelo dicromato a menos que um catalisador esteja presente. Ions de prata normalmente cumprem essa função catalítica. Hidrocarbonatos aromáticos e linidira não são oxidados em quaisquer circunstâncias.

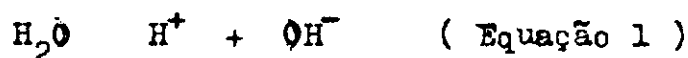
Aplicação dos dados da DQO

O teste da DQO é usado extensivamente na análise de águas industriais. Ele é particularmente valioso em estudos projetados para determinar e controlar danos ao sistema de esgoto. Os resultados são obtidos dentro de um relativamente curto tempo e medidas podem ser tomadas tão logo ocorram erros de operação, por exemplo. Em conjunto com o teste da DQO, o teste da DQO é de grande auxílio indicando condições tóxicas e a presença de substâncias orgânicas biologicamente resistentes. O teste é muito usado na operação de estações de tratamento devido à velocidade com que os resultados podem ser obtidos.

Em lagoas de estabilização a DQO tem sido usado como parâmetro auxiliar na avaliação da eficiência de remoção de material orgânico. A remoção da DQO em lagoas anaeróbias chega a atingir a faixa de 50 - 60% em sistemas tratando esgoto doméstico. Numa série com tempo de detenção total entre 20 a 30d a expectativa de remoção é da ordem de 80%.

I.3 - O pH

pH é o parâmetro usado para medir a concentração de uma solução ácida ou básica, através da atividade do íon-hidrogênio. Arrhenius em 1887 propôs, com a Teoria da Ionização, que substâncias ácidas se dissociam produzindo um excesso de íons hidrogênio e substâncias básicas se dissociam causando a liberação de um excesso de íons hidroxila. Esta teoria foi provada com a criação do eletrodo de hidrogênio. Com seu uso foi determinado que a dissociação de água pura à 25°C ocorre a formação de 10^{-7} moles de íons de hidrogênio por litro. Assim, como para cada íon de hidrogênio dissociado da água ocorre a liberação de OH^- íon de hidroxila (Equação 1), a concentração desta última, nas mesmas condições, também será 10^{-7} moles/l.



A dissociação da água é governada pela constante de equilíbrio (K), cujo valor, para uma temperatura particular, é dado pela Equação 2:

$$K = \frac{[\text{H}^+] \cdot [\text{OH}^-]}{[\text{H}_2\text{O}]}$$

A concentração de água $[\text{H}_2\text{O}]$ é excessivamente grande em relação às concentrações dos íons hidrogênio e hidroxila, de modo que pequenas variações nessas não afetam grandemente, podendo a mesma ser considerada constante. E

assim, fica estabelecido o produto deferido pela Equação 3, no qual a constante K_w é designada produto iônico ou constante de ionização da água.

Equação 3:

$$[H^+] \cdot [OH^-] = K_w \quad \text{equação 3}$$

Para água pura a $25^\circ C$ tem-se:

Equação 4:

$$[H^+] \cdot [OH^-] = 10^{-7} \cdot 10^{-7} = 10^{-14} \quad \text{equação 4}$$

Srerson propôs que o pH devia ser expresso em termos de logaritmo negativo da concentração de íons hidrogênio. Atualmente o pH é dado pela equação seguinte:

$$pH = -\log [H^+] \quad \text{Equação 5}$$

ou

$$pH = \log \frac{1}{[H^+]} \quad \text{equação 6}$$

Sua variação se dá numa escala de valores entre 0 e 14, com pH 7 representando a neutralidade.

O eletrodo de hidrogênio é o instrumento padrão criado para medir o pH mas acido ao seu manuseio delicado, principalmente em trabalho de campo, ele passou a servir como calibrador para outros modelos mais práticos de uso. Em 1925 foi desenvolvido um eletrodo de vidro para medir o potencial relativo da concentração de íon hidrogênio (Saw - yen & McCarty, 1978, Apha, 1989).

Há hoje uma grande comunidade de medidores de pH para diversos tipos de serviços, estas medidas nos dão a atividade do íon hidrogênio e não a concentração. (Sawyer & McCarty, 1978).

Para a Engenharia Sanitária o pH é um parâmetro importante, nos processos de tratamento de águas de abastecimento e no tratamento de esgotos.

A portaria Nº 36, de 1990, do Ministério da Saúde através do seu anexo Padrão de Potabilidade, recomenda faixa de pH. 6,5 a 8,5, para água potável. Para águas de piscinas (Monteiro, 1989), o pH deve ter valores de 7,2 a 7,6, sendo toleráveis valores de 7,0 a 7,9. No abastecimento público de água valores de pH abaixo destes limites, podem causar corrosividade e acima do limites indicam a possibilidades de efeitos fisiológicos, incrustações nas canalizações e equipamentos além de dificuldades na desinfecção, com cloro.

Na cloração de águas o equilíbrio do agente desinfectante, ácido hipocloroso (HClO), com o íon hipoclorito (ClO^-) é grandemente afetado pelo pH:

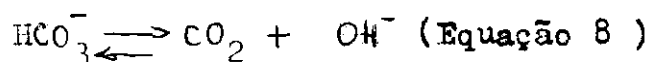


O pH é um fator limitante do desempenho de processos de tratamentos de esgotos particularmente os biológicos.

Na digestão anaeróbia de águas residuárias assim como de lodos de estações de tratamento, as bactérias meta-

rogênicas, que são responsáveis pela metarização de ácidos orgânicos, requerem valores de pH entre 6,8 à 7,2 (de Oliveira, 1983).

No tratamento de esgotos através de lagoas de estabilização o pH é um parâmetro de monitoramento. Em lagoas anaeróbias o pH deve ser mantido numa faixa adequada, para garantir a ação das bactérias metanogênicas. Pesquisas (Silva, 1982), mostram que em regiões tropicais, o pH da massa líquida das lagoas anaeróbias tratando esgotos domésticos, tem sido mantidos em torno do neutro e acima deste. Para amostras de efluentes de lagoas anaeróbicas no Nordeste do Brasil tem sido confirmada essa tendência. (de Oliveira, 1990). Nas lagoas facultativas e de maturação, o pH da massa líquida, mostra variações, ao longo do ciclo diário, resultantes da atividade fotossintética das algas. (Back, 1985; de Oliveira, 1990). Durante o dia quando essa atividade é bastante intensa e como resultado do excessivo consumo de gás carbônico pelas algas, ocorre a dissociação de íons bicarbonato (Equação 8) em gás carbônico, que é consumido e íons hidroxila, que aumenta o pH. (Mara, 1976; Silva & Mara, 1979).



Em atividade de respiração de biota a tendência é que o aumento da concentração de gás carbônico determina a diminuição de hidroxilas, ou seja, aumento de íons hidrogênio, com conseqüente diminuição do pH. Valores de pH maio-

res que 10, principalmente em lagoas de maturação, fazem remover metais lesados, além de representam um fator adverso extra à sobrevivência de organismos patogênicos (Mara, 1976; Parhad & Rao, 1974).

I.4 - Oxigênio Dissolvido

Todos os organismos vivos dependem de oxigênio , de uma forma ou outra, para manter os processos metabólicos que, produzem energia para o crescimento e reprodução. Os processos aeróbicos são do maior interesse por causa da necessidade do envolvimento de oxigênio livre. O engenheiro ambiental está naturalmente interessado nas condições atmosféricas relacionadas ao homem, mas além disso está preocupado com as condições atmosféricas, que existem nos líquidos, sendo a água, o líquido de maior abundância e importância.

A solubilidade do oxigênio atmosférico que é menor em águas salinas varia, em águas doces, 14,6mg/l à 0°C, a próximo de 7mg/l à 35°C, sob 1 atm de pressão. Desde que, ele é um gás pouco solúvel, sua solubilidade varia diretamente com a pressão atmosférica para uma dada temperatura . Estas considerações são importantes para altas altitudes . Devido as taxas de oxidação biológica aumentarem com a temperatura, assim como a demanda de oxigênio por parte dos organismos decompositores as temperaturas altas, são muito importantes para o Engenheiro Ambiental. A maioria dos valores críticos relativos à falta de oxigênio dissolvido, na prática da Engenharia Ambiental, ocorre durante os meses de verão quando são altas as temperaturas e a solubilidade do oxigênio é mínima. A baixa solubilidade do oxigênio é o principal fator que limita a capacidade de purificação das

águas naturais e, portanto, há necessidade que os resíduos, particularmente, águas residuárias, sejam tratadas para remover materiais poluentes antes de serem descarregadas nos corpos receptores. Nos processos biológicos aeróbicos de tratamento a solubilidade de oxigênio é de grande importância porque ela governa a taxa na qual o oxigênio será absorvido pelo meio e, portanto, o custo da aeração.

Os valores de saturação em águas poluídas são menores que em águas limpas. A razão do valor da concentração em água poluída em relação ao da água pura é um valor α . A taxa de solubilização de oxigênio em águas poluídas é comumente menor do que em água limpa e a razão entre as taxas de solubilização em ambos é referida como o valor β . Os valores podem variar abaixo de 0,8 para β e 0,4 para α em águas residuárias, e ambos os valores α e β são importantes fatores na seleção de equipamentos de aeração. As determinações de oxigênio dissolvido são usadas para uma grande variedade de propósitos. É um dos testes individuais mais importantes usados pelos engenheiros ambientais. Determinações de oxigênio dissolvido servem como base do teste de DBO e deste modo são o fundamento da mais importante determinação usada para avaliar a concentração da poluição em águas residuárias domésticas e industriais.

A taxa de oxidação bioquímica pode ser medida pela determinação de oxigênio dissolvido residual num siste--

ma em vários intervalos de tempo. Todo processo de tratamento aeróbico depende da presença de oxigênio dissolvido e, os testes para determiná-lo são indispensáveis como meio de controle da taxa de aeração para assegurar que quantidades adequadas de ar são supridas para manter condições aeróbicas e também para prevenir o uso excessivo do ar.

Métodos de determinação de Oxigênio Dissolvido

Originalmente a medição de O_2 dissolvido foi feita por aquecimento de amostras para levar para fora os gases dissolvidos, sendo os mesmos coletados e analisados para oxigênio pelo método aplicado na análise de gases. O método de Winkler e suas modificações são os procedimentos padrões para a determinação de O_2 dissolvido. Até o presente tempo (Sawyer & McCarty, 1978), baseia-se no fato do O_2 oxidar Mn^{2+} para um estágio de valência maior sob condições alcalinas. O Mn em estado de valência alta é capaz de oxidar I^- para I_2^0 sob condições ácidas. Desta maneira a quantidade de I_2^0 livre liberado é equivalente ao O_2 originalmente presente: O Iodo é medido com uma solução padrão de tiosulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$).

Embora sendo o método padrão para a determinação de oxigênio dissolvido o método de Winkler vem sendo substituído pela determinação eletrométrica baseada na utilização de eletrodos, providos de membrana seletiva de oxigênio, acoplados a medidores providos de escala em mgO_2/l ou % de concentração de saturação (Sawyer e McCarty, 1978, APHA, 1989).

As principais vantagens do método eletrométrico são a simplicidade operacional, a rapidez e o fato de serem eliminadas as maiores interferências do método de Winker.

No campo do tratamento biológico de esgotos, particularmente os esgotos domésticos, as concentrações de oxigênio típicas dos vários processos variam. O oxigênio dissolvido deve estar ausente de métodos de tratamento anaeróbios. Efluentes de tanques sépticos e lagoas anaeróbias e o sobrenadante de digestores anaeróbios de lodos devem estar isentos de oxigênio dissolvido. Os lodos ativados e suas variantes tem concentrações que devam estar por volta de 2,0mg/l (Metcalf e Eddy, 1979). Em lagoas facultativas as concentrações de oxigênio dissolvido variam enormemente no ciclo diário como consequência, principalmente, das variações de produção de oxigênio pelo fitoplâncton. Nessas variações ocorrem ao longo do ciclo diário (Mara & Pearson, 1986; Back, 1985, de Oliveira, 1990), podendo as concentrações serem nulas durante a noite, atingir várias vezes o limite de saturação nas horas mais iluminadas do dia (de Oliveira, 1990). Os trabalhos publicados na EXTRABES (Araújo, 1993; Silva et al., 1991; Silva et al., 1992; Silva et al., 1993) têm se referido a concentrações superiores a 20mg/l para efluentes de lagoas em série. Em lagoas de maturação as variações não são tão expressivas (de Oliveira, 1990) sendo as concentrações nulas mais raras que em lagoas facultativas pelo fato de naquelas lagoas a demanda de oxigênio por parte da biota ser menor que nas últimas.

A determinação de sólidos suspensos é extremamente valiosa para a análise de águas poluídas. É o primeiro parâmetro usado para avaliar com confiança águas domésticas residuais e determinar a eficiência do tratamento.

O lançamento de efluentes com sólidos suspensos em corpos receptores é motivo de preocupação porque causa o seu assoreamento. A concentração de 30mg ss/l tem sido considerada o limite mínimo para a descarga de efluentes em corpos receptores, tanto nos EUA como na Europa (Bartone , 1986).

A determinação de sólidos suspensos pode ser motivo de considerável erro se não forem tomadas precauções na hora da coleta, técnicas de filtração gravimétrica e secagem são usadas para a determinação de sólidos em suspensão totais e o fracionamento em sólidos suspensos fixos e voláteis requer a utilização da técnica de ignição do resíduo em elevada faixa de temperatura. Antigamente os sólidos suspensos eram determinados com a utilização de cadinhos de Gooch com filtro de amianto. Atualmente são usados papéis de filtro de fibra de vidro. O Standard methods (APHA , 1989) recomenda a filtração de um volume de amostra que contenha entre 10 a 200mg do resíduo seco. Para amostras de águas residuais domésticas um (1) volume entre 50 e 100 ml, normalmente é satisfatório.

O conteúdo volátil dos sólidos suspensos é determinado diretamente por ignição 500°C em forno mufla e, no caso

de água residuária doméstica os sólidos suspensos frequentemente contém muito, cerca de 80% substância volátil.

Lagoas de estabilização, comumente não apresentam concentração de sólidos suspensos adequada ao lançamento em corpos receptores.

Gloyna + Tischler (1981), no entanto consideram que por se tratar de algas vivas esses SS, normalmente não apresentam os inconvenientes de partículas de detritos presentes no esgoto bruto assim como no efluente de outros processos' de tratamento.

A monitoração da série longa, projetada com tempos de detenção de dois (2) dias nas lagoas posteriores à anaeróbia, demonstrou na prática, a possibilidade de tratar eficientemente esgotos domésticos do sistema de esgotos da cidade de Campina Grande, na região nordeste do Brasil, onde as condições climáticas reinantes são favoráveis ao tratamento, por lagoas de estabilização. Os resultados demonstraram que, do ponto de vista da remoção de material orgânico e sólidos em suspensão o desempenho da série longa de lagoas com 1,5 m e um tempo de detenção hidráulica total de 19,0 dias foi entre comparável e melhor que o de uma série de lagoas com 1,0 m e 29,1 d estudada por Silva (1982).

I.6 - Clorofila " a "

Procedimento para a determinação de clorofila "a" pelo método da extração _ quente com metanol.

- I - Filtrar 10ml de suspensão de carbonato de magnésio ($MgCO_3$) 0,1% através de um papel de filtro sob vácuo;
- II - Através do mesmo papel filtrar um volume conhecido da amostra;
- III - Extração de clorofila " a " com metanol;
 - Colocar o papel de filtro com o resíduo da amostra ' num tubo de centrifuga identificado;
 - Colocar 7ml de metanol (extrator), levar ao banho-maria, quando o metanol ferver, marcar dois (2) minutos;
 - Quando esfriar, completar o volume que evaporou;
 - Centrifugar por cinco (5) minutos a 2500 rpm;
 - Transferir para outro tubo de centrifugar;
 - Ler as absorvâncias do extrato no espectrofotometro, a 665 nm e 750nm.
- IV - Cálculo da clorofila " a "

$$Cl_a = \frac{(\lambda_{665} - \lambda_{750}) \times 13 \times v}{V}$$

Onde:

665 = absorvância do extrato a 665 nm;

750 = absorvância do extrato a 750 nm;

v = volume do extrato (ml);

V = volume de amostra filtrada (l).

4. Conclusões.

A análise dos resultados da monitoração da série longa de dez (10) lagoas permitiu verificar o excelente desempenho na remoção de material orgânico. A DBO_5 foi reduzida de 186 mg/l, no esgoto bruto, para 9 mg/l, no efluente da última lagoa da série, correspondendo a uma eficiência de 95%. A DQO diminuiu de 502 mg/l para 79 mg/l no efluente final do sistema experimental representando uma eficiência de 84%.

Os sólidos em suspensão do esgoto bruto (283 mg/l) foram removidos eficientemente (83%) ao longo do sistema experimental até uma concentração de 48 mg/l, no efluente da última lagoa. Deve ser destacado que concentrações médias menores que 30 mg/l foram obtidas em lagoas precedentes.

A grande eficiência da série longa deve ser atribuída à melhor eficiência hidráulica de uma configuração que se aproxima de um reator de fluxo não disperso.

O funcionamento da série longa no período de monitoração objeto deste trabalho foi melhor que o observado na fase de aclimação (Silva, et al., 1992). Houve uma expansão significativa das faixas de pH e oxigênio dissolvido e, em menor grau, da de clorofila " a ".

Isso resultou da diminuição das cargas orgânicas aplicadas às lagoas, particularmente a partir da facultativa secundária, ao melhor desempenho da lagoa anaeróbia na remo-

ção de material orgânico e, certamente, da maior estabilização dos reatores biológicos do sistema.

Comparada a séries de lagoas, em escala-piloto, já investigadas na EXTRABES, incluindo-se aí a série rasa (1,0 m e 29,1 d) de Silva (1982), a série longa, com um tempo de detenção hidráulica de somente 19,0 d, mostrou um desempenho que pode ser considerado entre comparável e melhor.

ANEXO:

=====

O Anexo I resume os principais métodos analíticos utilizados na monitoração do Sistema Experimental.

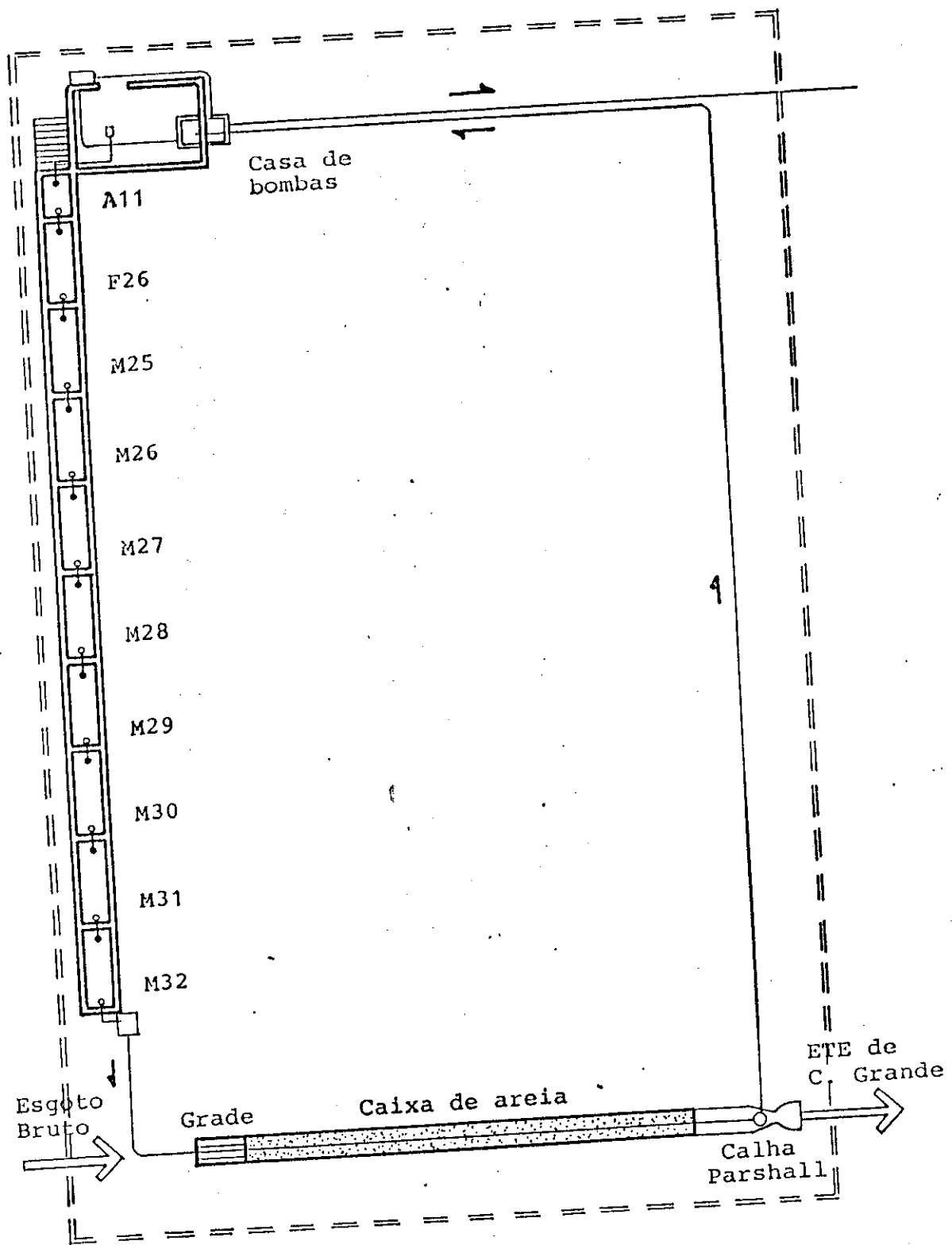


Figura 1 - Planta de situação do sistema experimental.

T A B E L A 2

Cargas orgânicas de operação da série longa de lagoas de estabilização, em escala-piloto.

Lagoa	Carga Orgânica			
	Superficial s (Kg/ha.d) :		volumétrica v (g/m ³ .d)	
	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO
A11	2790	7530	186,0	502,0
F26	262	1372	17,5	91,5
M25	195	1020	13,0	68,0
M26	82	848	5,5	56,5
M27	82	765	5,5	51,0
M28	60	728	4,0	48,5
M29	45	660	3,0	44,0
M30	45	668	3,0	44,5
M31	52	615	3,5	41,0
M32	52	548	3,5	36,5

TABELA 3

Eficiências cumulativas de remoção de DBO_5 , DQO e SS, na série longa de lagoas de estabilização, em escala-piloto.

Lagoa	REMOÇÃO (%)		
	DBO_5	DQO	SS
A11	81,2	63,5	79,5
F26	86,0	72,9	81,6
M25	94,1	77,5	88,0
M26	94,1	79,7	88,0
M27	95,7	80,7	90,4
M28	96,8	82,5	90,4
M29	96,8	82,3	91,2
M30	96,2	83,7	88,3
M31	96,2	85,4	90,1
M32	95,2	84,3	83,0

5. Referências Bibliográficas.

- 1 - APHA (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17ª. edition. New York: American Public Health Association.
- 2 - Arthur, J.P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper ' nº 7. Washington: World Bank.
- 3 - Bartone, C.R. (1986). Waste stabilization ponds ' and reuse of effluents. Anales del Seminario regional de investigación sobre lagunas de estabilización. CEPIS. Lima, Peru, 3-7 de março de 1986.
- 4 - de Oliveira, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Te se de doutoramento. Universidade de Leeds. Inglaterra.
- 5 - de Oliveira, R., Silva, S.A. e Mara, D.D. (1992). Avaliação Preliminar da remoção de coliformes fe cais numa série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Anales del XXIII Congreso Interramericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - CUBAIDIS . Vol. II. Parte 1, pág. 501-509.
- 6 - Ellis, K.V. (1983). Stabilization Ponds: Design ' and operation. Critical Reviews in Environmental Control, 13 (2), pp. 69-102.

- 7 - Gloyna, E.F. & Tischler, L.F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. Journal of the Water Pollution Control Federation, 53 (11), pp. 1559-1563.
- 8 - Jones, J.G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and biomassa in fresh Water. Ambleside: Freshwater Biological Association-Scientific publication (39).
- 9 - Konig, A. (1984). Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. p.H.D. Thesis. University of Liverpool, UK.
- 10 - Mara, D.D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons.
- 11 - Marais, G.v.R. (1974) Faecal bacterial Kinetics - in stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division. ASCE, 100 (EMI) , pp. 119-139.
- 12 - Middlebrooks, J., Middlebrooks, C.H., Reynolds, J. H., Watters, G.Z., Reed, S.C. and George, D.B. (1982). Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading. New York: Macmillan Publishing Co., Inc.
- 13 - Silva, S.A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast-Brazil. p.H.D. Thesis. University of Dundee, UK.

- 14 - Silva, S.A., de Oliveira, R. e Mara, D.D. (1991) .
Lagoas de Estabilização II: Remoção de Nutrientes
- Anais do 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES - Vol. 2, Tomo I, pág. 356-368.
- 15 - Silva, S.A., Mara, D.D. e de Oliveira, R. (1992) .
Avaliação preliminar do comportamento de nutrientes numa série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos. Anales del XXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental. CUBAIDIS. Vol. II, Parte 1, pág. 510-515.
- 16 - Soares, J. (1985) . Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização em série .
Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.