



II-091 - PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO USADO NA SUINOCULTURA POR BIODIGESTOR EM REATOR SEQUÊNCIAL POR BATELADA

Diosnel Antonio Rodriguez López⁽¹⁾

Engº de Minas pela UFOP, M.Sc. pela UFRGS, Dr.-Ing.pela TU-Berlim, Prof. Do Depto. de Engenharias e do PPGTA da Universidade de Santa Cruz do Sul-UNISC-RS.

Robson Evaldo Gehlen Bohrer

Graduando em Engenharia Ambiental pela UNISC.

Cínara dal Santo Pés

Bióloga pela UNIJUI, Mestranda pelo PPGTA da UNISC.

Endereço⁽¹⁾: Av. Independência, 2293-Bairro Universitário, CEP: 96815-900 Brasil - Tel: +55 (51) 3717-7300- Fax: +55 (51) 3717 7382 – dlopez@unisc.br

RESUMO

O presente trabalho apresenta os resultados obtidos através de ensaios de laboratório da tratabilidade de efluentes suínos em um reator sequencial em batelada (RSB). Para os ensaios foram utilizados efluentes suínos coletados em uma lagoa anaeróbia de uma granja suinícola localizada no município de Santa Rosa, RS. Foram realizadas quatro séries de ensaios, sendo que o primeiro verificou-se o efeito do armazenamento anaeróbio sobre a qualidade do efluente. Os outros três ensaios foram realizados com diferentes tempos de aeração e combinações etapas anóxicas e de decantação. Todos os ensaios foram realizados em temperatura ambiente média de 17,8 °C e concentrações de OD na faixa de 2 a 3 mg/L-1, chegando a ausência na etapa anóxica. O pH dos experimentos se manteve entre 7,5 e 8,0 ao longo do processo. Os resultados dos ensaios mostraram que tempos de aeração menores do que 16 horas são insuficientes para promover a redução da carga orgânica e dos nutrientes presentes no efluente. Os resultados mostraram ainda que o uso de condições óxico-anóxicas aliadas com aeração prolongada são as mais adequadas para o tratamento deste efluente. Dessa forma, o uso de um tempo de aeração de 18 horas, seguido de um tempo de anóxico e de decantação de 2 horas foi adequado para remover 90% da DBO5 do sistema, assim como retirar em média 80% do nitrogênio e 70% do fósforo presente no efluente. Porém, apesar destas elevadas remoções o efluente final não atingiu ainda os padrões de lançamento recomendados pela Resolução do CONAMA 357.

PALAVRAS-CHAVE: suinocultura, dejetos suínos, ensaios de tratabilidade, Reator Sequencial por Batelada.

INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das atividades econômicas mais importantes na região sul do Brasil e tem evoluído gradativamente nas últimas décadas. A região sul conta com um plantel de aproximadamente 13 milhões de cabeças. Além da importância econômica mostrada pelos índices de produtividade, a suinocultura está envolvida com a prática social, pois é uma atividade presente predominantemente em pequenas propriedades rurais, onde se emprega mão-de-obra familiar, gerando renda e reduzindo o êxodo rural (ABIEPCS, 2008).

A adoção de sistemas confinados de produção de suínos, juntamente com o emprego de tecnologia para aprimorar esses sistemas, tem levado a um aumento considerável do plantel e, conseqüentemente, a produção cada vez maior de dejetos, os quais constituem o resíduo proveniente da atividade suinícola.

O aumento no tamanho e no número de unidades de produção animal reduziu a disponibilidade de áreas de aplicação de esterco na maioria das granjas produtoras, induzindo, com isso, a um aumento do impacto ambiental desta atividade (ADEOLA, 1999).

De acordo com Oliveira (1993), a suinocultura é considerada pelos órgãos de fiscalização e proteção ambiental, como atividade de grande potencial poluidor, face ao elevado número de contaminantes contido nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada, representam uma fonte potencial de contaminação e degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo.



Os dejetos provenientes da suinocultura são compostos principalmente por fezes (alimentos não totalmente digeridos compostos por proteínas, carboidratos, lipídeos, etc.), urina e água usada no manejo e limpeza das instalações (KONZEM, 1983). A composição dos dejetos animais está associada à alimentação e ao sistema de manejo adotado. Os mesmos podem apresentar grandes variações na concentração de seus componentes, dependendo da diluição, tipo de alimentação e da modalidade como são manuseados e armazenados.

Os resíduos gerados na suinocultura apresentam elevado potencial de poluição, mas, por outro lado, podem ser uma alternativa econômica quando empregados como fertilizantes, pois, a aplicação de resíduo animal em áreas agrícolas é normalmente baseada na necessidade de nitrogênio. Como consequência, o uso intensivo desses resíduos aumenta os níveis de fósforo no solo acima das necessidades agrônômicas e, consequentemente, eleva o potencial de perdas de fósforo, o que acelera o potencial de eutrofização de mananciais hídricos. Ele apresenta um elevado potencial energético, uma vez que o mesmo pode ser transformado em gás, o qual pode ser vendido como fonte de energia ou pode ser negociado no mercado como créditos de carbono.

O descarte desmedido de dejetos in natura pode causar sérios problemas aos corpos receptores. A eutrofização dos corpos d'água, provocada pelo excesso de nutrientes, provoca a morte dos organismos aquáticos que se desenvolvem excessivamente devido a este processo. Além disso, causa outro grave problema, que é a alta demanda de oxigênio para a decomposição desses organismos, causando a escassez desse elemento no meio.

Segundo Paula (1982), os resíduos de confinamento de suínos não podem ser lançados diretamente em cursos d'água sem antes sofrerem um tratamento. Em muitos lugares do Brasil, o tratamento preferido destes efluentes se baseia em processos biológicos anaeróbios, com posterior aplicação no solo do efluente tratado. Porém, a maioria destes processos apenas reduz a concentração da matéria orgânica presente neles em quantidades muito discutidas, sem promover a redução dos nutrientes presentes nele. Dessa forma, há a necessidade da busca de uma metodologia que permita tratar os efluentes dos processos anaeróbios de tal forma a adequar os parâmetros destes efluentes aos determinados pelo CONAMA nº. 357/2005 para o seu lançamento no meio ambiente.

Os dejetos suínos têm uma DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) 260 vezes maior que a produzida por um esgoto doméstico e oscila entre 30.000 a 52.000 mg/litro. Em poucas granjas produtoras de suínos existe um sistema de tratamento adequado. A maioria delas utiliza sistemas de biodigestores, lagoas anaeróbias e lagoas de polimento ou combinação destes processos, os quais apresentam uma eficiência elevada na remoção de DBO (carga orgânica), porém, são bastante deficientes na remoção de nutrientes contidos nos dejetos. Dessa forma, esses efluentes tratados precisam de um pós-tratamento para a eliminação dos mesmos.

Dentre as alternativas existentes para o tratamento deste efluente, o reator seqüencial em batelada (RSB) pode apresentar boas alternativas de uso. O RSB é um sistema com a incorporação de todos os processos e operações normalmente associadas a um tratamento tradicional de lodos ativados em um único sistema.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho é pesquisar a eficiência de um reator seqüencial em batelada como forma de pós-tratamento de efluentes provenientes de um processo anaeróbio utilizado numa suinocultura.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização dos ensaios de tratabilidade foram utilizados efluentes de duas granjas de criação de suínos. O primeiro efluente foi coletado na Granja Ipê, localizada no Município de Santa Rosa, Noroeste do estado do RS. O efluente coletado na lagoa foi coletado numa lagoa anaeróbia, instalada na saída de dois biodigestores, que servia de ponto de acumulo do efluente tratado antes do mesmo ser aplicado no solo. O segundo efluente utilizado era proveniente de Granja de Suinocultura localizada no Município de Vera Cruz, localizado na Região Central do RS no Vale do Rio Pardo. Diferente do outro efluente, este era coletado diretamente no sobrenadante na esterqueira de acumulo de dejetos localizada abaixo dos locais de criação, sem ter recebido nenhum tipo de tratamento. A coleta era realizada também em bombonas de 50 L e transportada até o laboratório acima citado.



ENSAIOS COM EFLUENTE DA LAGOA ANAERÓBIA

A primeira etapa destes ensaios consistiu na geração de biomassa para a realização dos ensaios. Estes ensaios foram realizados com o efluente retirado da lagoa de acumulo da Granja Santa Rosa (efluente bruto). Para isto, 18 L deste efluente foram inoculados com 2 litros de lodo ativado e adicionados em um reator de plástico de 35 L de capacidade. O lodo ativado foi obtido em um Reator Sequencial em Batelada (RSB) que opera na Universidade de Santa Cruz do Sul, realizando tratamento de efluentes urbanos. Este lodo foi retirado durante a etapa de decantação do reator e misturado imediatamente com o efluente sem passar por nenhum tipo de caracterização. Este procedimento foi realizado para aclimatar os microorganismos do lodo ao novo efluente e para acelerar a geração de biomassa para estes experimentos. O lodo e o efluente eram misturados num reator de 35 litros. O reator era logo aerado por 4 horas com ar proveniente de um compressor. Para a geração de bolhas de ar fina foi utilizado uma pedra porosa (frita) utilizada para injeção de ar em aquários. A quantidade de ar era regulada de tal forma a obter uma concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) mínima de 5 mg/L. Para evitar a sedimentação de lodo no reator de aeração, o mesmo era agitado com um agitador da marca Fisotom modelo 713 regulado para atingir 10 rpm. Posteriormente à aeração, o sistema de aeração era desligado, mas o processo era mantido sob agitação por mais uma hora. Este procedimento foi realizado de modo a permitir uma criação de um estágio anóxico dentro do sistema que permitisse a desnitrificação. Depois de uma hora sob condições anaeróbias, a agitação foi desligada e o sistema deixado sedimentar durante duas horas. Após este tempo, o sobrenadante era removido. O lodo gerado era mantido no fundo do reator e era utilizado novamente no seguinte ensaio.

Após os procedimentos de aclimação e de geração de lodo se iniciaram os ensaios de tratamento deste trabalho. Para isso, o efluente bruto foi adicionado ao lodo já condicionado, atingindo o volume total de 20 litros. Este volume foi utilizado em todos os ensaios seguintes. O primeiro ensaio de tratabilidade foi realizado seguindo as condições utilizadas na etapa de aclimação em relação a tempo de aeração, etapa anóxica e de decantação. A Tabela 1 apresenta um resumo das condições destes últimos ensaios.

Tabela 1: Detalhamento das condições de realização dos ensaios de tratamento.

<i>Ensaio</i>	<i>Aeração (horas)</i>	<i>Etapa Anóxica (horas)</i>	<i>Decantação (horas)</i>
Teste 4	5	1	2
Teste 5	6	1	2

SEGUNDA ETAPA: ENSAIOS COM EFLUENTES COMPOSTOS

Em função dos resultados obtidos como uso apenas do efluente do reator anaeróbio, optou-se por realizar ensaios com efluentes compostos (misturados). Isto foi realizado para melhorar a relação C:N:P no efluente a tratar. Nesta parte do trabalho foram realizados ensaios com uma mistura de 25% (vol./vol.) do efluente bruto coletado em Vera Cruz e 75% (vol./vol.) do efluente do reator anaeróbio coletado em Santa Rosa. Para verificar as condições ótimas de tratamento deste efluente, foram realizados vários ensaios com etapas diferenciadas de aeração e decantação. A Tabela 2 apresenta um resumo detalhado dos testes realizados com esta mistura de efluentes e a ordem das etapas de tratamento empregadas.

Tabela 2: Detalhamento das condições de realização dos ensaios de tratamento com efluentes misturados.

<i>Ensaio</i>	<i>Etapa Anóxica (horas)</i>	<i>Aeração (horas)</i>	<i>Decantação (horas)</i>
Teste 6	0	6	3
Teste 7	1	5	1
Teste 8	1	6	1
Teste 9	2	4	1
Teste 10	2	5	1
Teste 11	2	6	1
Teste 12	1	8	1

A modificação dos tempos e início das etapas anóxicas foi realizada com o intuito de promover o aprimoramento da desnitrificação do processo.

TERCEIRA ETAPA: ENSAIOS DE LONGA DURAÇÃO

Para verificar a influência do lodo ativado de aeração prolongada sobre o tratabilidade dos efluentes aqui utilizados ensaios de longa duração foram realizados. Para isso, ensaios com 18 e 24 horas de aeração foram feitos, seguidos de 1 hora de etapa anóxica e 2 de decantação. Assim como nos ensaios anteriores, amostras do efluente de alimentação e do sobrenadante foram retiradas e enviadas para análise nos Laboratórios da Central Analítica desta Universidade. A Tabela 3 resume as condições destes ensaios.

Tabela 3: Condições dos ensaios de aeração prolongada realizados.

<i>Ensaio</i>	<i>Aeração (horas)</i>	<i>Etapa Anóxica (horas)</i>	<i>Decantação (horas)</i>
Teste 13	18	1	2
Teste 14	24	1	2

Para a determinação da eficiência do processo de tratamento amostras do efluente bruto e do sobrenadante foram coletados em recipientes preparados, conservados e condicionados a uma temperatura < 5°C e enviados para análises na Central Analítica da UNISC. Todas as análises foram realizados de acordo com o Standard Methods.

RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA

A Figura 1 apresenta os resultados dos ensaios com o efluente anaeróbio usando 5 e 6 horas de aeração, seguidas de 1 hora de etapa anóxica e 2 horas de decantação. Os ensaios foram realizados com uma temperatura ambiente média de 17,8°C. A concentração de OD nos dois ensaios se manteve na faixa de 2-3 mg/L durante os tempos de aeração experimentados. Após o desligamento da aeração o OD do sistema atingiu em média 1,2 mg/L após 20 minutos e ausência após 40 minutos horas nos dois testes. Dessa forma, após 40 minutos a condição anóxica predominava na etapa de decantação/anóxica.

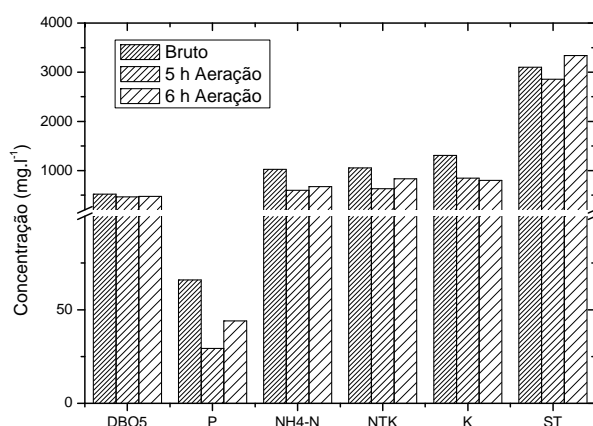


Figura 1: Resultados dos ensaios de tratabilidade com o efluente da lagoa anaeróbia.

Analisando os valores da DBO₅ do efluente bruto e tratado nos dois ensaios pode-se observar que os mesmos não apresentam redução significativa. De acordo com Von Sperling (1997) para que o processo biológico de degradação da matéria orgânica ocorra de forma adequada, é preciso que o efluente tenha uma relação C:N:P de 100-120:10:1. Comparando os valores de DBO₅, Nitrogênio Total e fósforo contidos nos efluentes brutos utilizados, pode-se observar que o mesmo não apresenta esta relação. Isso poderia estar influenciado a redução da matéria orgânica nestes testes.



As concentrações de fósforo apresentaram reduções de 49% e 33% nos de ensaios de 5 e 6 horas de aeração respectivamente. A redução da sua concentração pode ser alinhada ao seu uso no metabolismo microbológico como nutriente. Estas reduções, embora baixas, são significativas uma vez que demonstram que este elemento está numa forma disponível para as bactérias. Segundo Sedlak (1991) apud Von Sperling (1997) o fósforo se apresenta na forma inorgânica (ortofosfato e polifosfato) e orgânica nos esgotos e efluentes rurais. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão a formas mais simples. Para que o fósforo esteja disponível na forma de ortofosfato é necessário que o efluente passe por uma zona anaeróbia. O efluente utilizado nestes ensaios é proveniente de um tratamento anaeróbio, onde o fósforo é transformado a ortofosfato por bactérias específicas facilitando dessa forma a sua remoção nos processos aeróbios.

Com relação à concentração de N-amoniaco e NTK, pode ser observado que o aumento do tempo de aeração mostrou efeitos semelhantes. Nos dois ensaios as remoções médias de N-amoniaco e de NTK nos efluentes tratados foram de 30 e 34% respectivamente, o que demonstra que o processo de nitrificação e desnitrificação funciona de forma parcial

RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA

Como apresentado anteriormente, os ensaios com etapas óxica – anóxica e decantação (5 e 6 horas de aeração, seguidos de 3 horas de etapa de anóxica e de decantação) mostraram resultados regulares. Por este motivo foi introduzida uma modificação no processo. Para estes ensaios o reator, contendo o lodo da etapa anterior era carregado com o efluente novo nas proporções já detalhada. Este efluente novo era mantido numa condição anóxica junto com o lodo da etapa anterior por duas horas. Após esta etapa, a aeração era ligada. Posteriormente, a aeração era desligada, o lodo era deixado decantar por uma hora, depois da qual se procedia a drenagem do sobrenadante. A influência desta modificação foi analisada utilizando tempos de aeração de 4, 5 e 6 horas. Este procedimento foi realizado de modo a prover de matéria orgânica a etapa de desnitrificação. Os resultados destas modificações estão apresentados na Figura 2.

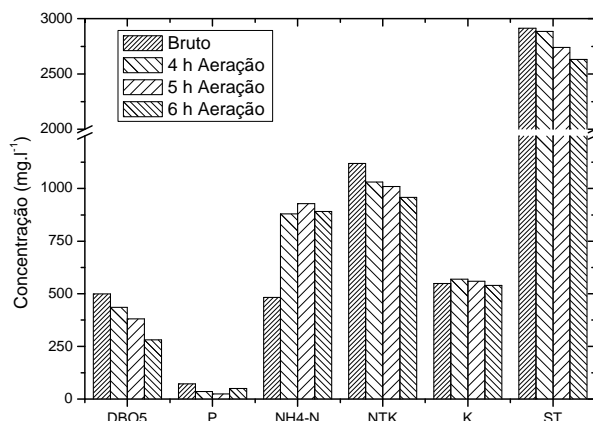


Figura 2: Resultados dos ensaios da segunda etapa dos testes.

Analisando os valores da DBO₅ nos três ensaios pode se observar que o aumento do tempo de aeração não reduz a concentração deste parâmetro nos efluentes tratados. Esta mesma observação pode ser estendida aos valores do ST dos três ensaios, uma vez que as concentrações de sólidos totais no efluente bruto e no tratado não apresentam variações. Isto demonstra que a decantabilidade do lodo destes ensaios era ruim comprometendo a remoção dos compostos orgânicos e/ou da biomassa gerada neste processo. O valor do IVL medido nestes ensaios foi de 110 mL, o que caracteriza uma decantabilidade média da biomassa produzida no lodo ativado, de acordo com Von Sperling (1997). Segundo este pesquisador, os microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica necessitam de outros nutrientes, além do carbono, para as atividades metabólicas, e os principais são nitrogênio e fósforo. Para que o sistema de tratamento remova a DBO₅ ou, em outras palavras, o carbono orgânico, é necessário que este seja o nutriente limitante no meio e os demais estejam presentes em concentrações acima da mínima requerida pelos microorganismos. Quando o



nutriente limitante é a principal fonte de carbono e de energia, o mesmo é denominado substrato limitante de crescimento. No efluente aqui tratado, a relação média $DBO_5:N:P$ é de 500:1100:80. Esta relação demonstra que o carbono orgânico deste efluente é o substrato limitante de crescimento, porém, as concentrações de N e P estão muito acima do exigido por um processo biológico, impedindo com isto que haja um bom desenvolvimento da biomassa capaz de remover a DBO_5 .

Por outro lado, deve se analisar também as características da matéria orgânica presente neste efluente, o qual foi submetido a um processo anaeróbio dentro de um biodigestor com tempo de residência de no mínimo 45 dias. Entre a coleta do efluente e a sua utilização se passaram alguns dias. Isto pode ser responsável por uma baixa biodegradabilidade devido a sua decomposição não controlada no processo anaeróbio e durante o tempo de estocagem. Dessa forma, esta pouca biodegradabilidade da matéria orgânica presente no efluente influencia a remoção da DBO_5 nestes ensaios com tempos de aeração relativamente curtos. Esta baixa biodegradabilidade da matéria orgânica pode influenciar também o processo de desnitrificação, uma vez que em condições anóxicas, a matéria orgânica serve de aceptor de elétrons para esse processo de remoção de N por meios biológicos.

Analisando o comportamento do P nos três ensaios pode se observar que a variação dos testes introduzida nesta parte do trabalho não trouxe benefícios na remoção deste elemento, uma vez que a redução da concentração do mesmo no efluente foi ao redor de 50% nos três ensaios. Esta baixa remoção de P pode ser associada aos sólidos em suspensão no efluente. Devido ao fato da remoção biológica de fósforo basear-se na incorporação, em excesso, de fósforo na biomassa bacteriana, a perda de sólidos em suspensão no efluente implica na elevação nos teores de fósforo no efluente tratado.

Porém, o comportamento do nitrogênio amoniacal e do NTK chamam a atenção. Nos três ensaios realizados os valores do NTK no efluente bruto e no tratado são de aproximadamente 1000 mg/L-1, demonstrando que o processo não promoveu a remoção biológica do nitrogênio. Esta não remoção biológica do N_2 demonstra que as bactérias não realizaram a nitrificação e desnitrificação do efluente, embora o processo tivesse, a princípio, dado condições para esses processos.

O comportamento do nitrogênio amoniacal nos três ensaios em relação à concentração do mesmo é superior no efluente tratado se comparado com o valor deste composto no efluente bruto nos três ensaios apresentados na Figuras 2. Isto é, há um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal proporcional ao aumento do tempo de aeração. O aumento da concentração de NH_4-N no efluente final demonstra que nas condições destes ensaios (uso de 2 horas de etapa anóxica antes da aeração e apenas uma hora de decantação) estaria promovendo a apenas amonificação do nitrogênio orgânico. Este processo não altera a quantidade de nitrogênio (NTK) no efluente final.

RESULTADOS DA TERCEIRA ETAPA

Em função dos resultados obtidos nos testes anteriores, as condições dos ensaios foram novamente modificadas. Nesta etapa foram realizados dois ensaios com etapas óxica de 18 e 24 horas de aeração, seguida de uma etapa anóxica e decantação de 3 horas. A utilização de um sistema com aeração prolongado produziu resultados muito positivos, apresentando diminuições significativas nas concentrações dos parâmetros monitorados. Durante estes ensaios o OD se manteve entre 3,5 e 4,0 mg/L⁻¹. Já o pH se manteve entre 7,5 e 8,0 ao longo de todo o processo. A DBO_5 apresentou reduções de 91% e 92% após 18 e 24 horas de aeração respectivamente (vide Figura 3a). Já a concentração de sólidos totais apresentou diminuição de 34% e de 58% nos mesmos tempos de aeração (Figura 3b). Estes resultados mostram que a DBO_5 biodegradável já é consumida após 18 horas aeração.

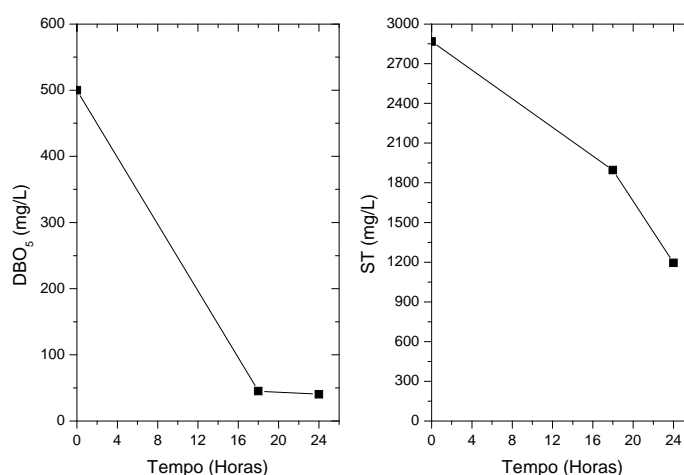


Figura 3a e b: Comportamento da DBO₅ e dos sólidos totais em função do tempo.

A redução apresentada pela DBO₅ pode ser explicada pelo aumento do tempo de aeração. Segundo Von Sperling (1997) quando um lodo ativado trabalha com um tempo de detenção hidráulico longo (>16 horas) há menos matéria orgânica por unidade de volume do tanque de aeração e também por unidade de biomassa do reator. Em decorrência, as bactérias, para sobreviver passam a utilizar de uma forma mais intensa nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica biodegradável componente das suas células. Todavia, com um tempo de detenção hidráulica maior as bactérias têm maiores chances de degradarem a matéria orgânica mais refratária ao processo. Dessa forma, esses dois processos estariam contribuindo para a redução da concentração da matéria orgânica e para a redução dos ST no efluente no efluente final. Com relação à DBO₅, um tempo de aeração de 18 horas já é suficiente para reduzir significativamente sua concentração. Porém, para os ST, mesmo um tempo de aeração de 24 h não permitiu atingir os valores de lançamento de efluente exigidos pelo CONAMA nº 357/2005.

Em relação à remoção de compostos de nitrogênio, as concentrações do NH₄-N e do NTK estão apresentadas nas Figuras 4a e 4b respectivamente.

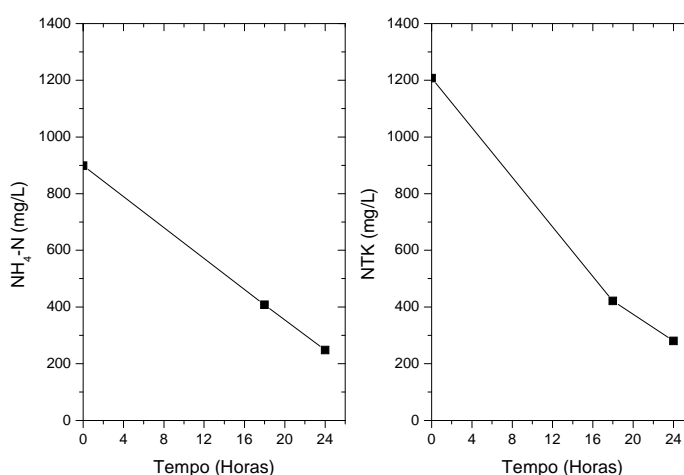


Figura 4a e b: Variações das concentrações de NH₄-N e NTK em função do tempo de aeração.

O nitrogênio amoniacal (NH₄-N) apresentou uma redução de 55% e 72,3% com 18 e 24 horas de aeração. Já o NTK foi reduzido em 65,1% e 77% respectivamente para os mesmos tempos de aeração. Estes resultados mostraram que o nitrogênio amoniacal NH₄-N foi oxidado a nitrito pelas bactérias autotróficas durante a etapa de aeração, o qual, por sua vez, foi oxidado pelas bactérias heterótrofas desnitrificadoras durante a etapa anóxica, permitindo com isso a remoção do nitrogênio dos efluentes.



Diferentes dos ensaios com aeração curta (<8h) a aeração prolongada, associada a 3 horas de etapa anóxica e decantação, permitiu uma boa remoção destes compostos apesar de que a quantidade de matéria orgânica presente nos testes não foi maior do que a analisada nos ensaios com menos tempo de aeração. Porém, nestes ensaios também não se atingiu os padrões de lançamento exigidos pela resolução CONAMA nº 357/2005.

Aparentemente o maior tempo de aeração permitiu um melhor aproveitamento do OD na conversão de matéria orgânica refratária e na desnitrificação do efluente. De acordo com Pereira-Ramires et al. (2003) a manutenção do OD em valores acima de $4,0 \text{ mg.L}^{-1}$ pela aeração continuada e prolongada, foi feita para evitar a carência de O_2 no floco, onde o oxigênio é consumido (METCALF & EDDY, 1991). Os efeitos da concentração de oxigênio na taxa de crescimento específico das *Nitrosomonas* devem ser considerados, quando em processos combinados de remoção de carbono e nitrogênio. De acordo com Pereira-Ramires et al. (2003) em alguns sistemas, as bactérias nitrificantes podem ser apenas 5% do total da biomassa. Com um decréscimo do tempo de retenção celular, a taxa de utilização de oxigênio devido à oxidação do carbono aumenta, diminuindo a penetração de oxigênio no floco da bactéria nitrificante (SEDLAK, 1991). Concentrações menores de OD limitam a transferência de oxigênio através das camadas microbianas, dificultando o metabolismo das bactérias nitrificantes (LAZAROVA et al., 1998).

Observando a variação da DBO_5 , pode se constatar que aproximadamente 91% da sua concentração são consumidas durante os ensaios de 18 horas de aeração. Já o nitrogênio amoniacal apresenta uma redução de 51% neste mesmo período. Porém, nos ensaios de 24 horas de aeração a DBO_5 apresenta apenas uma diminuição de 1% se comparado com sua concentração no ensaio de 18 horas. Mas o nitrogênio amoniacal é reduzido em 77% neste ensaio. Isso significa que o mesmo sofre uma redução de 26% maior, mesmo havendo variação de apenas 1% da massa de DBO_5 do efluente. Isso demonstra que o processo de remoção de nitrogênio deve ser explicado pelo consumo de algum composto nitrogenado pelas bactérias autotróficas na etapa anóxica.

Os comportamentos dos outros nutrientes P e K estão apresentados na Figura 5.

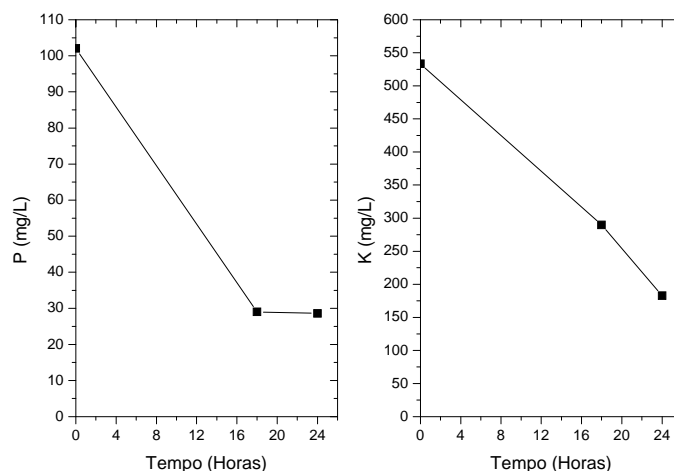


Figura 5: Variação das concentrações de P e K em função do tempo de aeração.

As reduções das concentrações do fósforo foram de 71% e 72% para 18 e 24 horas de aeração respectivamente. Já o potássio apresentou um decréscimo da sua concentração de 45,6% e 66% nos mesmos tempos de aeração.

Estes resultados mostram que o aumento do tempo de aeração de 18 para 24 horas não apresentou nenhum benefício sobre a redução da concentração do fósforo no efluente tratado. De acordo com Von Sperling (1997) a remoção do fósforo ocorre por meio da sua assimilação pela biomassa. Para que o mesmo seja absorvido, o fósforo deve estar na forma de ortofosfato, o qual só é produzido sob condições anaeróbias. Comparando a remoção do fósforo com a quantidade de ST no efluente final pode se notar que uma redução da concentração dos ST no efluente do ensaio com 24 horas de aeração não significou uma diminuição da concentração do P no efluente final deste teste. Isto poderia indicar que apenas uma determinada quantidade de fósforo estava biodisponível para ser assimilado pela biomassa na forma de ortofosfato. Em torno de 20% da sua



concentração estaria presente no efluente sob outra forma química não disponível para os microorganismos. Isto pode ser possível uma vez que o efluente aqui utilizado é uma mistura de efluentes derivados de um processo anaeróbio, onde o fósforo estaria em grande parte na forma de ortofosfato, e de um efluente sem tratamento. Neste caso o fósforo se encontraria em outra forma química que não a do ortofosfato, limitando com isso a sua absorção pela biomassa, e conseqüentemente a sua remoção. Embora tenha se reduzido em 71% no efluente tratado, a sua concentração ainda é maior que o permitido para lançamento segundo a resolução CONAMA nº 357/2005.

Com relação ao potássio, a sua remoção está aparentemente ligada a sua assimilação pela biomassa, uma vez que a diminuição dos ST no efluente final implicou numa redução da concentração de K no efluente.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Os ensaios de tratabilidade utilizando uma seqüência óxica (variando entre 5 e 6 horas) e anóxica- decantação (duração de 3 horas) mostraram baixa eficiência de remoção da matéria orgânica, associada ao mal funcionamento da etapa aeróbia, decorrente da má sedimentação do lodo formado nesta etapa. Esta característica do lodo se deve, entre outros, ao desbalanceamento da relação C:N:P contida no efluente. A análise da relação alimento/microorganismos do lodo apresentou um valor de 0,158, o que mostra que há um número elevado de microorganismos para pouco alimento.

Com relação à remoção dos nutrientes, a efetividade do processo pode ser considerada baixa. O P, NTK e o K apresentaram reduções de inferiores a 50%. A baixa remoção do nitrogênio mostrou que a eficiência da etapa anóxica ficou comprometida uma vez que etapa de nitrificação (etapa óxica) funcionou de forma parcial. Os resultados mostram claramente que a etapa de nitrificação foi controlada pela conversão do nitrogênio orgânico para nitrogênio amoniacal. Este resultado demonstrou que a aeração durante 5 e 6 horas foi insuficiente para promover a oxidação da matéria orgânica e a nitrificação de forma concomitante. Após os ensaios, todos os valores do efluente ainda eram superiores aos valores recomendados pelo CONAMA 357/2005.

A modificação da seqüência dos ensaios para etapa anóxica, óxica e decantação também mostrou resultados poucos satisfatórios. Houve pouca redução da matéria orgânica e os nutrientes apresentaram mais uma vez reduções inferiores a 50%. Considerando o comportamento dos compostos nitrogenados observou-se que as condições destes ensaios promoveram, de forma preferencial, a conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal (amonificação). Não foi constatada nenhuma redução do NTK no efluente tratado. Esta inibição dos processos de nitrificação e desnitrificação estaria influenciada, entre outros, pela presença de amônia livre, a qual limita as atividades das bactérias nitrificantes.

Os ensaios de aeração prolongada com a seqüência óxica e anóxica+decantação se mostraram muito eficientes se comparados com os resultados obtidos nos testes de aeração mais curta, demonstrando que o efluente da suinocultura derivados de processos anaeróbios pode ser pós-tratado por aeróbios com tempo de aeração maiores do que 18 horas. A redução da DBO5 destes ensaios foi de no mínimo 91%, demonstrando com isso, que a matéria orgânica presente neste efluente é de difícil degradabilidade, o qual exige tempos de aeração prolongados. Embora os compostos nitrogenados não tenham alcançados os níveis exigidos pela legislação para o seu lançamento, eles apresentaram reduções importantes. Assim, o nitrogênio amoniacal, e o NTK apresentaram reduções de até 72,3% e 77% respectivamente. O P e K apresentaram por sua vez reduções de 72% e 66% respectivamente. Esses resultados demonstram que a implementação de um processo de aeração prolongada para este tipo de efluente melhora a atividade microbiológica do processo, promovendo com isso o consumo de matéria orgânica e remoção de nutrientes. Na ETA Morrinhos, o cloreto férrico pode ser mais eficiente do que o sulfato de alumínio devido aos elevados valores de alcalinidade e pH;



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/>. Acesso em: abril de 2008.
2. ADEOLA, O. Nutrient management procedures to enhance environmental conditions: introduction. J. ANIM. SCI., 77, p. 427-429, 1999.
3. CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução Nº 357, de 17 de Março de 2005. Diário Oficial da União, 18/03/2005.
4. METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. 3 ed. New York: Mc Graw Hill, 1991.
5. KONZEN, E. A. Manejo e utilização de dejetos de suínos. Brasília, DF: Embrapa Suínos e Aves, 1983. (Circular técnica, 6).
6. OLIVEIRA, P.A. et al. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA/CNPISA, 188p, 1993
7. PAULA, I. F. Tratamento biológico de águas residuárias de abatedouro de suínos. 1982. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1982.
8. PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. REVISTA BRASILEIRA DE AGROCIÊNCIA. v. 9, n. 3 , p.279-286, jul/set 2003.
9. SEDLAK, R. Phosphorus and nitrogen from municipal wastewater: principles and practice. Chelsea: Lewis Publisher, 1991.
10. Von SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. V.4. Lodos Ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 416 p., 1997.