

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

*“Aplicação do Método Respirométrico em Wetlands para a
Determinação de Parâmetros Cinéticos”*

RICARDO MOLTO PEREIRA

Orientador: Prof. Dr. José Augusto de Lollo
Co-Orientador: Prof. Dr. Eduardo Luiz de Oliveira

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia - UNESP – Campus de Ilha Solteira, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Ilha Solteira – SP

Novembro/2008

FICHA CATALOGRÁFICA

Elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação da UNESP - Ilha Solteira.

- P436a Pereira, Ricardo Molto.
 Aplicação do método respirométrico em wetlands para a determinação de parâmetros cinéticos / Ricardo Molto Pereira. -- Ilha Solteira : [s.n.], 2008.
 89 f. : il.
- Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2008
- Orientador: José Augusto de Lollo
 Co-orientador: Eduardo Luiz de Oliveira
 Bibliografia: p. 61-63
1. Wetlands. 2. Esgotos – Tratamento. 3. Águas residuais - Tratamento. 4. Saneamento ambiental. 5. Parâmetros cinéticos.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA

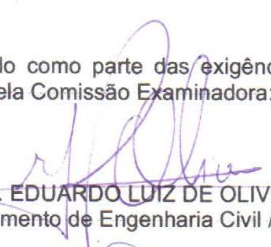
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Aplicação do Método Respirométrico em Wetlands para a Determinação de Parâmetros Cinéticos

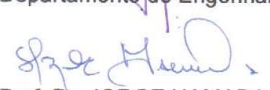
AUTOR: RICARDO MOLTO PEREIRA

ORIENTADOR: Prof. Dr. EDUARDO LUIZ DE OLIVEIRA

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE em ENGENHARIA CIVIL pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. EDUARDO LUIZ DE OLIVEIRA

Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Bauru


Prof. Dr. JORGE HAMADA

Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Bauru


Prof. Dr. LUÍS FERNANDO ROSSI LÉO

Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade de Lins

Data da realização: 18 de novembro de 2008.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Eduardo Luiz de Oliveira que orientou esta pesquisa desde o início, passando e desenvolvendo seu conhecimento conosco, e aos Professores Dr. Jorge Hamada e Dr. Heraldo Luis Giacheti pelo apoio durante o curso de mestrado.

A todos aqueles que colaboraram e contribuíram para a aquisição e compilamento dos dados, em especial ao Engenheiro Augusto de Almeida Conceição e ao Químico Emilio Carlos Galhardo; aos co-orientados, Leonardo Cintra Brandão, Rafael Damacena e Carolina Huada Benfatti, sou grato pela ajuda na organização dos resultados.

À FAPESP e a CAPES pela concessão de bolsas iniciação científica e mestrado.

Agradeço em especial à Engenheira Maysa Malva pela contribuição para a pesquisa e por ter sido sempre uma companheira nos momentos mais difíceis desta caminhada. Aos meus familiares agradeço pelo apoio e confiança depositados a mim.

RESUMO

A presente dissertação refere-se ao trabalho experimental desenvolvido durante programa de pós-graduação *strictu sensu* da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, no qual se procurou determinar parâmetros cinéticos para dimensionamento de sistemas de alagados construídos de fluxo descendente, utilizando sistema de aeração artificial e natural. Este tema foi escolhido, pois, apesar do extenso número de trabalhos publicados sobre a aplicação do método respirométrico, muitos se referem a sistemas de lodos ativados, enquanto que para alagados construídos praticamente não existiam estudos apurados sobre o assunto.

Esta dissertação contempla revisão bibliográfica de temas de elevada importância para o desenvolvimento e compreensão dos resultados obtidos no experimento. Dentre estes temas, procurou especificar as definições de alagados construídos com suas respectivas tipificações, processos atuantes de remoção de nutrientes em filtros biológicos, e aplicação do método respirométrico para determinação de parâmetros cinéticos.

Trabalhou-se estatisticamente e analiticamente os resultados obtidos no experimento, para comparar em diferentes situações físicas, hidráulicas e de carga aplicada; as respectivas eficiências de remoção de nutrientes e seus parâmetros cinéticos.

Deste estudo pôde-se concluir que meio-suportes de maior área superficial, como por exemplo, a areia, apresentou maior quantidade de biomassa ativa aderida ao meio suporte, implicando em menor perda desta, durante a troca de efluente em sistema de bateladas. Já meio-suportes como pedrisco e brita, possuem menor área superficial, porém maior índice de vazios, o que implica na possibilidade de aplicação de uma carga maior quando comparado à areia. Em contrapartida, há maior perda de biomassa ativa na troca do efluente em sistemas de bateladas, implicando na necessidade de mecanismos de aprisionamento das bactérias, como por exemplo, decantadores secundário.

Foram encontradas taxas de aplicação superficial da ordem de $0,9 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para sistemas com aeração artificial, e $1,5 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para sistemas onde a aeração natural.

ABSTRACT

This dissertation is the experimental work developed during the post-graduate program strictest sense of the Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho, which sought to establish kinetic parameters for design of systems of constructed wetlands flow downward, using natural and artificial system aeration. This theme was chosen because, despite the extensive number of papers published on the application of the method respirometric, many refer to systems of activated sludge, while that for virtually no flooded constructed studies found on the subject.

This work includes review of issues of high importance to the development and understanding of the results of the experiment. Among these issues, sought to specify the definitions of constructed wetlands with their classifying, working processes of removal of nutrients in biological filters, and the method for determining respirométrico kinetic parameters.

Was statistically and analytically worked the results obtained in the experiment, to compare situations in different physical, hydraulic and applied load, the respective efficiencies of removal of nutrients and their kinetic parameters.

In this study it was concluded that half of greater media surface area, such as the sand, showed greater amount of biomass attached to the active support means, resulting in loss of this, during the exchange of sewage system in batches. Already support such small and media as crushed gravel, have smaller surface area, but higher rate of empty, which implies the possibility of applying a greater load when compared to the sand. In contrast, there is greater loss of biomass in the active exchange of sewage systems in batches, implying the need for mechanisms for trapping of bacteria, such as secondary decanters.

We found rates of superficial application of the order of $0.9 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{day}^{-1}$ for systems with artificial aeration, and $1.5 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{day}^{-1}$ for systems where the natural aeration. .

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	07
2. OBJETIVO	08
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
3.1 ALAGADOS NATURAIS	09
3.2 ALAGADOS CONSTRUÍDOS	
3.2.1 CONCEITO	09
3.2.2 ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO BRASIL	17
3.2.3 FATORES INTERFERENTES	18
3.3 PROCESSO DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES	18
3.3.1 DBO E DQO	20
3.3.2 FÓSFORO	20
3.3.3 NITROGÊNIO	21
3.3.4 SULFATO	24
3.3.5 CLORETO	24
3.3.6 SÓDIO	25
3.3.7 METAIS	25
3.3.8 SÓLIDOS TOTAIS	26
3.3.9 PATÓGENOS	26
3.3.10 TURBIDEZ	26
3.3.11 COR	26
3.3.12 TEMPERATURA	27
3.3.13 POTENCIAL HIDROGENIONICO	27
3.3.14 ALCALINIDADE E ACIDEZ	27
3.3.15 DUREZA	28
3.3.16 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	28
3.3.17 OXIGÊNIO DISSOLVIDO	29
3.4 ETAPAS DE DEGRADAÇÃO DO ESGOTO	31
3.5 MÉTODO RESPIROMÉTRICO	32
4. RESUMO DAS ATIVIDADES	38
5. METODOLOGIA	40
5.1 AERAÇÃO ARTIFICIAL	41
5.1.1 DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL	42
5.1.2 PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO	43
5.1.3 EFICIÊNCIA GLOBAL DO SISTEMA UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO	44
5.2 AERAÇÃO NATURAL	44
5.2.1 DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL	45
5.2.2 PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO	46
5.2.3 EFICIÊNCIA GLOBAL DO SISTEMA UTILIZANDO ESGOTO SANITÁRIO	47
6. RESULTADOS	
6.1 AERAÇÃO ARTIFICIAL – DEGR. DA MAT. ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL	48
6.2 AERAÇÃO ARTIFICIAL – NITRIFICAÇÃO	50
6.3 AERAÇÃO ARTIFICIAL – TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	54
6.4 AERAÇÃO NATURAL – DEGR. DA MAT. ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL	53
6.5 AERAÇÃO NATURAL – NITRIFICAÇÃO	55
6.6 AERAÇÃO NATURAL – TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	56
7. CONCLUSÕES	58
REFERÊNCIAS	60

1. INTRODUÇÃO

Os recursos pedológicos, atmosféricos e hídricos são fundamentais para que se garanta a vida dos seres vivos que retiram destes recursos naturais os elementos químicos necessários para alimentação, reprodução e respiração da vida terrestre. Porém estes elementos quando absorvidos pelos seres vivos, nem sempre voltam ao meio ambiente com a mesma estrutura química do que quando foi absorvido.

A vida somente se difundiu ao longo do tempo, pois a própria natureza é capaz de re-equilibrar, através dos organismos consumidores e decompositores, estes elementos. Além disso, existem também os recursos armazenados nas mais diversas formas, que em muitas vezes, também precisam passar por algum tipo de modificação para sejam consumidos pelos seres vivos. Estes processos de modificação envolvem outros elementos que por sua vez também devem ser modificados, além da dependência energética que é demanda na maioria dos casos.

Com o aumento da população mundial, e principalmente com o crescimento do consumo, já se tem conhecimento do déficit qualitativo e quantitativo de muitos destes recursos. O solo é explorado ao longo do tempo e muitas vezes não se têm o re-equilíbrio de seus nutrientes, dentre eles os macros nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio. Com isso áreas produtivas tornam-se improdutivas, já que estes os nutrientes são absorvidos pela biota para o crescimento da biomassa. Os recursos hídricos são essenciais para garantir o desenvolvimento da biomassa contida na biota, e devem ter qualidade e disponibilidade compatível com o seu uso.

Os sistemas de Wetlands vêm sendo desenvolvidos para auxiliar a natureza, uma vez que o processo de uso dos recursos no mundo é maior que a capacidade da natureza se auto-recuperar, pois Alagados Construídos não são somente sistemas de tratamento de águas, eles auxiliam também na re-organização de nutrientes no ecossistema.

2. OBJETIVO

O objetivo geral deste estudo é a aplicação do método respirométrico, para determinação de parâmetros cinéticos para remoção de nutrientes e de matéria orgânica, os quais são de extrema importância para o dimensionamento e operacionalidade de alagados construídos.

Os objetivos específicos são:

- Determinação da taxa de consumo de oxigênio para a fase endógena;
- Determinação da velocidade de degradação;
- Determinação da taxa de consumo de oxigênio máxima;
- Comparar diferentes meio-suportes;
- Comparar sistema com aeração artificial e natural.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Alagados Naturais

O termo Wetlands é usado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcialmente ou totalmente inundados durante o ano (SALATTI, 2003).

Segundo o Salatti, estes sistemas são também conhecidos como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os pântanos, os manguezais, os banhados e as formações lacustres de baixa profundidade, dentre outros. Estas áreas possuem importantes funções dentro dos ecossistemas onde estão inseridos, dentre as quais se destacam:

- a capacidade de regularização dos fluxos de água
- a capacidade de modificar e controlar naturalmente a qualidade das águas;
- a reprodução e alimentação da fauna aquática;
- a proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre;

Brix, 1993 e Wetzel, 1993 afirmam que embora melhorias significativas na qualidade das águas existam como resultado do fluxo por áreas alagadas naturais, a extensão da capacidade de tratamento é desconhecida. O desempenho pode mudar ao longo do tempo como consequência de alterações na composição das espécies e o próprio acúmulo de poluentes no alagado (CUNHA, 2006), o que dificulta a modelagem destes sistemas.

3.2 Alagados Construídos

3.2.1 Conceito

Os Alagados Construídos, ao contrário dos naturais, podem ser usados, deliberadamente, como sistemas de tratamento de águas residuárias, sem que haja a constante preocupação com o desempenho e eficiência do processo, no sentido de minimizar os efeitos que as descargas de esgotos possam trazer ao ecossistema. Isto porque nos Alagados Construídos o grau de controle é muito maior, permitindo que a experimentação com relação à composição do substrato, tipo de vegetação, padrão de fluxo, tempo de retenção e procedimento hidráulico, conduzam a melhores eficiências e desempenho do processo de tratamento.

Quando comparado aos sistemas de tratamento secundários convencionais, os Alagados Construídos apresentam vantagens quanto ao baixo custo de construção e,

principalmente, de manutenção e baixa demanda de energia. Além disso, não requer atuação de pessoal especialmente treinado e são sistemas mais flexíveis e menos suscetíveis às variações de cargas de esgotos do que os sistemas de tratamento convencionais (WATSON, 1989).

No entanto, requerem áreas maiores, quando comparadas aos sistemas de tratamento convencionais e podem apresentar comprometimento, em termos de desempenho, durante o inverno de regiões temperadas. Apesar destas considerações, ainda são especialmente atrativos como alternativas para o tratamento convencional de águas residuárias produzidas por pequenas e médias comunidades, em áreas esparsamente povoadas.

Nestes sistemas, as macrófitas desempenham funções chave no sentido de melhorar a qualidade dos esgotos. O fluxo da água, no interior do sistema, ocorre como fluxo de superfície ou de sub-superfície e os poluentes são removidos através de processos físicos, químicos e biológicos (BREEN, 1990).

O tratamento biológico do esgoto está associado aos processos desempenhados pelos microorganismos que vivem ao redor das macrófitas e pela remoção de poluentes, diretamente por assimilação pelos tecidos da própria planta (MOORHEAD, 1990). A transferência de oxigênio pelas plantas, para a região da rizosfera, é um requisito importante para a remoção efetiva de alguns poluentes, pelos microorganismos (REDD, 1989, GERSBERG, 1983).

Nos Alagados Construídos, após uma remoção mecânica preliminar de sólidos suspensos, aqueles remanescentes que adentram ao sistema, são removidos por sedimentação e filtração (processos físicos), sendo também reduzidas, em significativa proporção, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes e patógenos.

Os compostos orgânicos solúveis são degradados, na maior parte, por bactérias fixas às plantas e à superfície do sedimento, aeróbicamente, embora a degradação anaeróbica também ocorra e possa ser significativa, em alguns casos. O oxigênio necessário à decomposição aeróbica provém da atmosfera (difusão), da produção fotossintética e da liberação pelas raízes das macrófitas (REDD, 1989).

A remoção do nitrogênio se faz através dos processos de nitrificação e desnitrificação (GERSBERG, 1983, EIGHMY, 1989), quando a amônia é oxidada a nitrato, por bactérias aeróbicas, e o nitrato é convertido a nitrogênio inorgânico, por bactérias desnitrificantes em ambiente anóxico. Parte do nitrogênio também é utilizado pelas plantas e incorporado na

biomassa das mesmas. A conversão de amônio em gás amônia, com posterior volatilização, é um processo importante que ocorre em sistemas em que a fotossíntese algal aumenta o pH da água, implicando na alta remoção de gás carbônico até atingir valores maiores que o pH do amônio (9,3) (BAYLEY, 1985).

A remoção do fósforo ocorre principalmente por adsorção, complexação, precipitação, com Alumínio, Ferro, Cálcio e argila mineral, no sedimento (SAH, 1986, REDDY, 1985). A assimilação pelas plantas também pode ser significativa, quando a velocidade de carga de esgotos é baixa (MOORHEAD, 1990, GERSBERG, 1987).

Os patógenos são removidos por sedimentação e filtração, de organismos mortos em consequência natural da exposição a um ambiente desfavorável (BREEN, 1990), visto que existe a possibilidade de muitos dos metabólitos produzidos pelas raízes das macrófitas terem efeito antibiótico para bactérias.

Os traços de metais têm alta afinidade para adsorção e complexação com materiais orgânicos e se acumulam no sedimento, quando não são adsorvidos pelas plantas ou transformados pelas bactérias (BREEN 1990).

O extenso sistema das raízes provê superfície de fixação para microorganismos e, portanto aumenta o potencial de decomposição da matéria orgânica e a alta capacidade de transportar oxigênio das folhas para a rizosfera, com posterior liberação para a água (REED, 1988), permitindo alta eficiência em redução da DBO e provendo boas condições para a nitrificação microbiana. São plantas severamente afetadas pelo frio e, portanto, são indicadas para uso em regiões tropicais e subtropicais.

Sistemas de alagados com macrófitas enraizadas e emergentes são comuns quando a lâmina d'água tem profundidade de 50 a 150 cm. As plantas possuem extensivos sistemas de raízes e rizomas fixos, caule e folhas emergentes. São comumente utilizados o junco (*Scirpus lacustris*), a taboa (*Typha latifolia*) e o caniço (*Phragmites australis*). Parte do oxigênio liberado pelas raízes cria condições oxidantes na região do sedimento anóxico, estimulando a decomposição da matéria orgânica e o crescimento de bactérias nitrificantes (GERSBERG, 1983). Estas plantas podem ser utilizadas em sistemas de fluxo superficial, fluxo sub-superficial horizontal ou fluxo sub-superficial vertical.

Os diferentes tipos de tratamentos de águas residuárias através de Alagados Construídos podem ser combinados com outras tecnologias de tratamento convencional. Um

exemplo de sistema multiestágio consiste em: 1) tratamento primário convencional para clareamento mecânico; 2) sistema de tratamento secundário com macrófitas flutuantes e 3) tratamento terciário com macrófitas flutuantes, emergentes ou submersas. Os tipos de tratamento secundário e terciário dependem das características das águas residuárias, do clima, do tratamento requerido e da disponibilidade de área.

A utilização de Alagados Construídos para tratamento de águas residuárias tem sido uma prática alternativa em diversos países, tais como: Itália, Espanha, Nova Zelândia, Brasil, Austrália, Malásia, Egito, Estados Unidos, Holanda e Alemanha (GREEN, 1997), onde diversas experiências têm sido também conduzidas, no sentido de verificar a eficiência de sistemas combinados (fluxo horizontal e fluxo vertical; alagados e processos convencionais) para a melhoria da qualidade do esgoto final.

Nos sistemas de fluxo vertical, a composição do substrato é muito importante; a seleção do tamanho das partículas de areia e dos pedregulhos, bem como a disposição adequada destes em camadas são essenciais para que o influente se distribua uniformemente sobre a superfície toda, sem que ocorra entupimento (COOPER, 1996).

Existe também a possibilidade de se combinar o tratamento de águas residuárias através de alagados, com sistema de tratamentos convencionais, para explorar melhor as vantagens específicas dos diferentes sistemas.

Além dos muitos benefícios e da eficácia dos Alagados Construídos no tratamento de águas residuárias, produzindo esgotos de boa qualidade e, portanto, sendo importantes para a preservação dos recursos hídricos (eventuais corpos receptores) e do ambiente. Estes sistemas oferecem ainda excelentes oportunidades para se trabalhar a educação ambiental e para a utilização dos espaços na recreação passiva, quando devidamente integrados a um complexo paisagístico.

Atualmente na Europa existem milhares de Estações de Tratamento de Águas Residuárias em funcionamento, que utilizam a fitodepuração (VYMAZAL, 1998), sendo que em maior número na Alemanha, Dinamarca, Reino Unido, Austrália e Suíça, geralmente com tipologia de funcionamento com fluxo sub-superficial (SSF), seja horizontal ou vertical, ou com duplo estágio.

Somente há pouco tempo, também na Itália se desenvolveu um crescente interesse na utilização destes sistemas de tratamento, como demonstram cerca de 50 novas estações de

tratamento realizados nos últimos 3 anos, sobretudo nas regiões setentrional e central (MASI, 2000 apud BARBAGALLO, 2003).

Diversos pesquisadores relatam que a redução da DBO e remoção de sólidos suspensos, em Alagados Construídos com e sem planta, é aproximadamente a mesma, porém a remoção de nitrogênio, especialmente em forma de amônia é significativamente mais elevada em alagados com planta em relação ao sem planta. Isto sugere que, quando o regulador ambiental não especificar uma exigência da forma de nitrogênio contido no esgoto, as plantas não precisam fazer parte do processo de tratamento; uma alternativa da engenharia nessa circunstância é um filtro de rocha, especialmente quando o processo de tratamento é a lagoa de estabilização de esgotos. Quando uma exigência com relação ao nitrogênio do esgoto é especificada pelo regulador, a escolha está entre Alagados Construídos e filtros de rocha aerados. Os carregamentos hidráulicos de projeto nos filtros rochosos aerados e não aerados, em climas temperados, são aproximadamente a metade daqueles carregamentos projetados para sistemas de wetlands (DUNCAN MARA, 2004).

Tanner (2001) explica que, a remoção maior de nitrogênio nos alagados com planta, mas esta não era primeiramente devido à absorção pelas raízes das plantas, mas sim pelo acúmulo de nitrogênio orgânico no leito de sedimentos, e à liberação do oxigênio pelas plantas em torno de suas raízes, o qual é utilizado para a remoção da amônia pelo processo de nitrificação, com remoção do nitrato pelas plantas, resultando posteriormente na denitrificação.

Resultados similares a Tanner (2001) foram encontrados por Ayaz e por Akça (2001), Coleman et al. (2001), Hench et al. (2003: tabelas 1 e 2), e Regmi et al. (2003). Entretanto, Stein et al. (2003) encontrou que controles sem plantas removeram mais amônia no verão do que no inverno em Alagados Construídos com o *Schoenoplectus* ou a *Typha*.

Baptista et al. (2003) cita que nos alagados sem plantas, a remoção do carbono é mais elevada do que aqueles com plantas: 63% e 51% respectivamente.

Karathanis et al. (2003) observaram que sistemas sem plantas conseguiram redução da DBO em torno de 63%, com uma remoção total de $9.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, comparado com sistemas de Alagados Construídos com plantas que reduziram 79% mas com um remoção de $9.8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Naylor et al. (2003), pesquisaram o desempenho de Alagados Construídos e os sistemas sem planta que tratam esgotos da lagoa de estabilização e não encontraram nenhuma diferença na remoção dos sólidos suspensos, mas a redução da concentração de DBO e NTK foram mais elevadas em alagados com planta do que sem planta. Entretanto, não havia nenhuma diferença significativa entre as massas removidas de carbono, NTK e Fósforo em ambos os sistemas.

Os resultados citados acima levantam outra pergunta importante: qual é o método de medição mais apropriado do desempenho – porcentagem da remoção da concentração ou remoção da massa por unidade de área (ou de volume) por unidade de tempo? Esta é uma pergunta importante para Alagados Construídos em climas quentes porque a taxa de perda de água devido à evapotranspiração é geralmente muito elevada (DUNCAN, 2004).

Brix et al. (2001) notaram que o fósforo é removido principalmente em Alagados Construídos pela absorção nas superfícies do meio do leito, e eles sugeriram uma outra adição de um material absorvente de fósforo, tal como um calcário ou mármore triturado, ou adicionar uma camada separada de tal material, esta última seria a melhor opção de projeto porque é mais simples substituir o material quando sua capacidade de absorção de fósforo for esgotada. Escoria de alto-forno é também um meio bom para a absorção de fósforo (NAYLOR et al., 2003 apud DUNCAN, 2004).

Um coordenador de projeto de tratamento de esgoto revendo tais evidências poderia chegar a uma conclusão geral que, quando o regulador ambiental especificar uma exigência na qualidade do nitrogênio do esgoto, as plantas não se apresentam como componente necessário no projeto de um alagado construído. Entretanto, as plantas são usadas com muita frequência, visto que o regulador pode vir a sofrer modificações, exigindo o tratamento do nitrogênio. (DUNCAN, 2004).

A discussão a seguir é baseada no desempenho de Alagados Construídos em climas temperados. El Hafiane e El Hamouri (2004), relatam que no Marrocos, em sistemas de Alagados Construídos que tratam esgoto em lagoas com alta taxa de algas, encontraram maior eficiência nos alagados com plantas do que naqueles sem plantas no que diz respeito a sólidos suspensos: 77-90% contra 50%. Kaseva (2004), estudando Alagados Construídos na Tanzânia, encontrou que alagados plantados com *Phragmites* e *typha* reduziu mais DQO do que os controles sem planta (42-47 mg/l contra 71 mg/l); não havia, entretanto, nenhuma diferença na remoção de amônia e coliformes fecais. Assim, as experiências com Alagados

Construídos em climas quentes estão em disparidade com as retratadas em climas temperados. Entretanto, Baldizón et al. (2002), trabalhando na Nicarágua, comparou as lagoas cobertas com *Lemna* plantadas com *Phragmites*, isto é, um Alagado Construído com água livre na superfície e sem planta, e não encontraram nenhuma diferença discernível na remoção de DBO, sólidos suspensos ou nitrogênio. A pesquisa no Egito (STOTT et al, 1996) não encontrou nenhuma diferença na remoção dos sólidos suspensos em Alagado Construído com planta (*Phragmites*) e sem planta. Uma pesquisa adicional parece indispensável para verificar se as plantas são necessárias em climas quentes com a dupla finalidade de tratamento e reuso da águas residuárias (DUNCAN MARA, 2004).

Kadlec (2003) relata que, ao menos nos EUA, os esgotos são geralmente incapazes de se compatibilizar com a exigência de tratamento secundário, isto é, menos 30 mg.L⁻¹ de DBO e menos de 30 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos, e recomenda portanto o uso de Alagado Construído (na realidade Alagado com água livre na superfície) para tratar esgotos desde que se tenha disponibilidade de área.

Middlebrooks (1995) comparou diversas tecnologias para promover melhorias no esgoto anterior à lagoa de maturação nos EUA, incluindo filtros rochosos e Alagados Construídos com leito sub superficial de cascalho com fluxo horizontal. Filtros de rocha não podem remover o nitrogênio, mas são muito bons na redução da DBO e remoção de sólidos suspensos (SS), de modo que, quando a remoção do nitrogênio não é relevante, os filtros de rocha sejam o método o mais simples para tratamento e, como notável por Middlebrooks, suas vantagens são grandes no que diz respeito ao custo. A agência de proteção ambiental em 2002 concorda: "seus custo baixo e operação simples fazem-nos atrativos para as comunidades pequenas que não são sujeitas a limitações quanto à amônia". No procedimento de seleção multi-criterial de Neder et al. (2002), trabalhando no centro do Brasil, filtros rochosos, conseqüentemente, saem da linha de Alagados Construídos.

Tratamento de esgotos em uma lagoa facultativa com filtros rochosos, no Reino Unido, carregada com 80 kgDBO.ha⁻¹.dia⁻¹ remove de forma eficaz DBO e SS; a taxa de carregamento hidráulico otimizado era de 0,15 m³ de esgoto da lagoa facultativa por m³ do volume bruto do filtro por dia para se conseguir DBO menor que 20 mg.L⁻¹ e SS menor que 30 mg.L⁻¹ (JOHNSON; MARA, 2002). Estes filtros, e também aqueles que tratam esgotos da lagoa de maturação, não podiam remover o nitrogênio porque se tornaram rapidamente anóxicos. A aeração do filtro é necessária para a remoção do nitrogênio: no Reino Unido um filtro ventilado que trata o esgoto da lagoa facultativa carregado até 0,15.dia⁻¹ conseguiu

nitrificação completa durante todo o ano, mesmo no inverno com temperaturas abaixo de 5°C. Naturalmente, a aeração aumenta o custo operacional e assim nem sempre é uma opção apropriada.

No Reino Unido, os alagados com fluxo horizontal sub-superficial, projetados para tratamento secundário, requerem aproximadamente 5 m² por pessoa (COOPER, 2001). Supondo a água residuária com profundidade de 0,6 m e com fluxo de 0,2 m³ por pessoa por dia, equivalente a um carregamento hidráulico de aproximadamente 0.7.dia⁻¹ isto é, menos que a metade de um filtro rochoso. Para a mesma profundidade da água residuária e carregamento hidráulico de 0.15.dia⁻¹, um filtro rochoso tem uma exigência de área de 2,2 m² por a pessoa. Assim os filtros rochosos pareceriam ser mais extensamente aplicáveis do que os alagados, já que eles são menos restringidos quanto à disponibilidade de terra.

Duncan (2004) conclui que as plantas não são requisitadas nos Alagados Construídos com leito sub-superficial de cascalho com fluxo horizontal para as remoções de DBO e de SS. Para estas remoções um filtro de rocha é uma alternativa de projeto melhor. As plantas em Alagados Construídos são necessárias se a remoção do nitrogênio for requerida. Paralelamente, um filtro aerado de rocha pode, vantajosamente, ser usado para esta finalidade. Os filtros da rocha (aerado ou não) são dimensionados com carregamentos hidráulicos e orgânicos mais elevados do que Alagados Construídos. Em climas temperados, necessitam, aproximadamente, de 56% menos área do que Alagados Construídos.

3.2.2 Alagados Construídos no Brasil

A utilização de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas, apesar de bem difundida em todo o mundo, pode ser ainda considerada uma tecnologia recente no Brasil (CUNHA, 2006).

Quando comparado aos sistemas de tratamento secundários convencionais, os Alagados Construídos apresentam vantagens quanto ao baixo custo de construção, de manutenção e baixa demanda de energia. Além disso, não requer atuação de pessoal especialmente treinado e são sistemas mais flexíveis e menos suscetíveis às variações de cargas de esgotos do que os sistemas de tratamento convencionais (WATSON, 1989).

Como exemplo da utilização de alagados construídos para tratamento e pré-tratamento de água para abastecimento público pode citar: a SABESP (Carapicuíba e Baixo Cotia), SANEPAR e a Estação de Tratamento de Água ETA-Analândia. Para tratamento de esgoto, pode-se citar: a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Mineração Taboca (Vila de Pitinga -AM); ETE de Albrás Alumínio (Barcarena - PA); ETE de Emaús (Ubatuba - SP); a ETE do SEMAE – Engenho Central I e II (Piracicaba - SP), ETE do Jardim Botânico de Bauru e em fase de projeto a ETE da UNESP campus de Bauru. As estações possuem em comum um tratamento primário (gradeamento, desarenadores, decantadores primários) e um sistema de alagados com solos filtrantes e canais de plantas aquáticas (CUNHA, 2006) que em alguns casos são antecidos por biodigestores anaeróbios..

Como desvantagem este sistema requerem áreas maiores, quando comparadas aos sistemas de tratamento convencionais e podem apresentar comprometimento, em termos de desempenho, durante o inverno de regiões temperadas. Apesar destas considerações, ainda são especialmente atrativas como alternativas para o tratamento convencional de águas residuárias produzidas por pequenas e médias comunidades, em áreas esparsamente povoadas, ou através da utilização de fluxos verticais com recirculação e aeração natural ou artificial (CONCEIÇÃO, 2006).

Em São Paulo nas dependências do Parque Ecológico do Tietê (PET) foi implantada uma estação experimental de tratamento de água para a Lagoa do Jacaré, conforme figura 3.1.

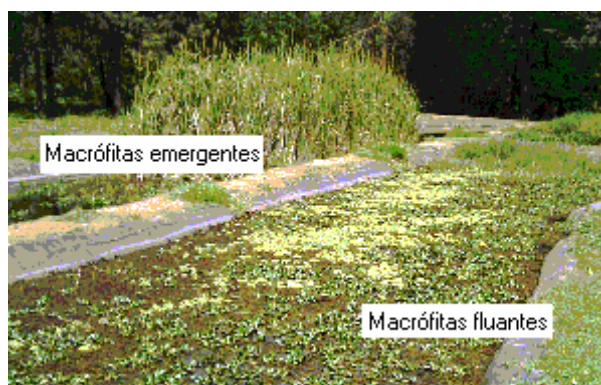


Figura 3.1: Sistema combinado de alagado construído do Parque Ecológico do Tietê (Outubro de 2007)

A estação é composta de um canal de decantação, um canal de macrófitas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratioides*, *Salvinia auriculata*) e emergentes (*Typha angustifolia*) de fluxo superficial e duas células paralelas de solos filtrantes de fluxo vertical descendente, cultivado com arroz (*Oryza sativa*).

3.2.3 Fatores Interferentes

Os sistemas de *wetlands* sofrem influência direta na sua eficiência de remoção de nutrientes em função de alterações em:

- Temperatura: modifica valores de coeficientes de re-aeração, velocidades de reações físicas, biológicas e químicas, taxas de volatilização e evapotranspiração.
- Radiação solar: influi diretamente na taxa de crescimento da biomassa das plantas, devido a diminuição da fotossíntese.
- Precipitação: sistemas que ocupem áreas relativamente grandes deve-se ter o controle hídrico local.
- Ventos: modifica taxas de evapotranspiração e as trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquático (LAUNTENSCHLAGER, 2001).

3.3 Processos de remoção de nutrientes

Os alagados construídos podem efetivamente remover ou converter grandes quantidades de substratos de fontes pontuais (efluentes domésticos e indústrias, e percolados de aterro sanitário) e difusas (escoamento urbano, agrícola e de minas) dentre eles a matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, traços de metais e patógenos (CUNHA, 2006).

A filtração natural, sedimentação e outros processos ajudam na remoção desses poluentes. Reações químicas e decomposição biológica quebram componentes complexos em substâncias simples. Através da absorção e assimilação, as plantas podem remover nutrientes para produção de biomassa adicional (CUNHA, 2006).

Em sistemas de *wetlands* fluxo horizontal sub-superficial e superficial a troca gasosa entre o sedimento e a atmosfera é muito reduzida (PONNAMPERUMA, 1972) e, como resultado, os sedimentos são anóxicos ou anaeróbicos (KELLY, 1985), o que determina baixas taxas de decomposição da matéria orgânica produzida e, portanto, acúmulo desta na superfície do sedimento. Este sedimento orgânico resultante tem uma alta capacidade de retenção de água e uma capacidade de troca catiônica muito alta. As camadas superficiais do sedimento, bem como as macrófitas emergentes, provêm uma extensa área de superfície para o crescimento de microorganismos; assim, os alagados têm alto potencial para acumular e

transformar materiais orgânicos e nutrientes (GERSBERG, 1983). Já em sistemas de alagados construídos de fluxo vertical não saturado ou com aeração artificial tem-se a introdução artificial ou natural alta, tornando o sistema aeróbio com altas taxas de decomposição da matéria orgânica (CONCEIÇÃO, 2006).

O tratamento biológico do esgoto está associado aos processos desempenhados pelos microorganismos que vivem ao redor das macrófitas e pela remoção de poluentes, diretamente por assimilação pelos tecidos da própria planta (MOORHEAD, 1990). A transferência de oxigênio pelas plantas, para a região da rizosfera, é um requisito importante para a remoção efetiva de alguns poluentes, pelos microorganismos (REDD, 1989).

Após uma remoção mecânica preliminar de sólidos suspensos, aqueles remanescentes que adentram ao sistema, são removidos por sedimentação e filtração (processos físicos), sendo também removidos, em significativa proporção, a DBO, nutrientes e patógenos.

Os compostos orgânicos solúveis são degradados, na maior parte, por bactérias fixas às plantas e ao meio suporte aerobicamente, embora a degradação anaeróbica também ocorra e possa ser significativa, em alguns casos. O oxigênio necessário à decomposição aeróbica provém da atmosfera (difusão), da produção fotossintética, da liberação pelas raízes das macrófitas ou através de processos de aeração natural e forçada (REDD, 1989).

3.3.1 DBO e DQO

O agente oxidante mais importante em águas naturais é o oxigênio molecular dissolvido, O_2 . Sob reação, cada um de seus átomos de oxigênio é reduzido do estado de oxidação zero até o estado de oxidação -2 , quando forma H_2O ou OH^- (BAIRD, 2002).

Uma das substância oxidada pelo oxigênio dissolvido em água é a matéria orgânica de origem biológica, como a procedente de plantas mortas e restos e dejetos animais.

A capacidade da matéria orgânica presente em uma amostra de água natural em consumir oxigênio é chamada demanda bioquímica de oxigênio, DBO. Ela é avaliada experimentalmente determinando as concentrações de oxigênio dissolvido antes e após um período durante o qual uma amostra selada de água é mantida no escuro na temperatura constante, normalmente $20^\circ C$ ou $25^\circ C$. A DBO é igual à quantidade de oxigênio consumida para a oxidação da matéria orgânica dissolvida na amostra. As reações de oxidação na

amostra são catalisadas pela ação de microorganismos já presentes na água natural (BAIRD, 2002).

Os componentes orgânicos não solúveis são rapidamente removidos no sistema por sedimentação e filtração. Eles são também degradados aeróbia e anaerobiamente pelas bactérias fixadas nas plantas e presentes na superfície do meio-suporte (BRIX, 1993). O oxigênio requerido para a degradação aeróbia é fornecido pelas raízes das macrófitas (rizosfera), pela interface ar/água ou pela fotossíntese das algas (CUNHA, 2006).

A assimilação da matéria orgânica pelas plantas é desprezível quando comparada com a degradação biológica (WATSON et al., 1989). Estes microorganismos necessitam de uma fonte de energia de carbono para se reproduzirem e manterem suas funções. Como consequência a demanda bioquímica é consumida assim que a água passa pelos sistemas de alagados (KADLEC, 1994 apud CUNHA, 2006).

3.3.2 Fósforo

O fósforo é um constituinte fundamental para os processos do metabolismo dos seres vivos (ATP e fosfolipídeos), mas como constituinte das águas residuárias tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização, uma vez que serve de nutriente para o crescimento de algas consumidoras de oxigênio.

Nos ambientes aquáticos, o fósforo pode apresentar-se das seguintes formas: ortofosfato (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4), polifosfato, fósforo orgânico (ESTEVES, 1988 apud CUNHA, 2006).

A remoção de fósforo em áreas alagadas construídas ocorre como consequência da adsorção nos sítios das plantas e meio-suporte, formação de complexos com a matéria orgânica, reações de precipitação com o alumínio, ferro, cálcio e minerais do sedimento, e absorção pelas macrófitas e fitoplâncton (KADLEC et al. 2000).

A ação dos íons de ferro sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação, que por sua vez depende da concentração de oxigênio dissolvido e do pH do meio. Em ambientes onde predominam condições de oxidação e pH próximo de neutro, grande parte dos íons de ferro encontram-se na forma oxidada (Fe_3^+) e desta forma, a grande maioria apresenta-se precipitada ou complexada na forma de hidróxido de ferro hidratado. O hidróxido de ferro hidratado pode adsorver espécies fosfatadas e outros metais em sua superfície (ESTEVES, 1988 apud CUNHA, 2006).

A remoção do fósforo também pode ocorrer, parcialmente, pela absorção e assimilação pelas macrófitas e microbiota, no entanto, esta capacidade de assimilação é reduzida com o aumento da concentração de fosfato nos tecidos. Segundo Sculthorpe, as macrófitas aquáticas apresentam ritmos diários de excreção de fosfato. Deste modo, uma parte do fosfato assimilado é devolvida ao meio através de exsudados excretados ativamente (ELIAS, 2003 apud CUNHA, 2006), necessitando, portanto de um tratamento terciário.

3.3.3 Nitrogênio

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Em alguns efluentes industriais também ocorrem descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, de conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos: fixação biológica desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas, a fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas, as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para as presenças de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos. (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL -CETESB, 2007).

Como visto, o nitrogênio pode ser encontrado nas águas principalmente nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas formas oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas (CETESB, 2007).

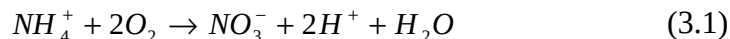
O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos e deve ser limitado nas águas superficiais para proteger a vida aquática e evitar a eutrofização das águas (ESTEVES, 1988, VALENTIM, 2003).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em áreas alagadas construídas são os processos seqüenciais de nitrificação e desnitrificação (KADLEC et al., 2000).

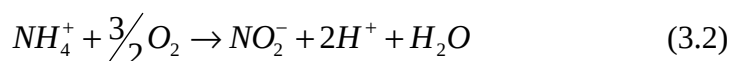
A amonificação é a formação de amônia durante o processo de decomposição da matéria orgânica particulada e dissolvida. A amônia é resultante da decomposição tanto aeróbia quanto anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos. O sedimento é o principal sítio de realização deste processo (ESTEVES, 1988).

A oxidação bio-química da amônia a nitrito é realizada pelas bactérias *Nitrosomonas* (3.2), o nitrito resultante desta reação é oxidado a nitrato através das bactérias *Nitrobacter* (3.3), ambos em condições aeróbias, este processo é denominado nitrificação, como descrito na reação global 3.1(KADLEC et al., 2000).

Reação Global-Nitrificação



Geração de Nitrito – 1ª Etapa



Geração de Nitrato – 2ª Etapa

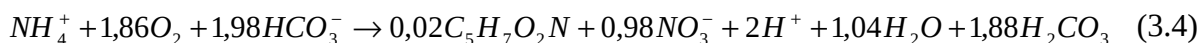


As bactérias nitrificantes são autótrofas, pois utilizam de CO₂ como fonte de carbono; e quimiolitotróficas, ou seja, oxidam compostos inorgânicos para a obtenção de energia (MADIGAN et al.,1997). Estas bactérias possuem um crescimento muito lento, o que faz com que o processo de nitrificação tenha baixas velocidades de transformação.

Como pode ser observado na equação 3.1, o processo de nitrificação gera H⁺ o que faz com que haja o consumo de alcalinidade da ordem de 7,14mgCaCO₃.mg⁻¹N-NH₄ (KRAVCHYNCHYN, 2005). Com isso há uma redução do pH tornando-se assim um

limitante ao processo, já que a faixa ótima de pH para a nitrificação está em 7,8 a 9,0 (KRAVCHYNCHYN, 2005).

Segundo Henze et al. (1997), para a verificação de crescimento celular, pode-se analisar a seguinte equação global para nitrificação (3.4):



A partir da equação 3.4 pode-se calcular o fator de conversão do substrato às células, para todos os microorganismos participantes da conversão (3.5):

$$F = \frac{113 \cdot 0,02}{1 \cdot 14} = 0,16 \frac{gSSV}{gNH_4^+} \quad \text{Equação 3.5}$$

A desnitrificação é um processo de decomposição anaeróbia onde a matéria orgânica é quebrada através de bactérias heterotróficas, que utilizam o nitrato como aceptor de elétrons no lugar do oxigênio (ESTEVES, 1988 apud CUNHA, 2006). Sendo assim parte do nitrato gerado pela nitrificação é utilizado por estas bactérias heterótrofas, tais como *Pseudomonas* e *Clostridium*, como alternativas ao oxigênio e excretado na forma de gás N₂, forma mais estável do nitrogênio. Esta transformação deve ser controlada, pois este processo utiliza compostos tóxicos que devem ser evitados em excesso. A desnitrificação depende de um material orgânico para operar como doador de elétrons em condições anóxicas. Pode-se ter o isolamento e o desenvolvimento destas bactérias com a utilização de meios sintéticos como nitrato de potássio ou com substâncias orgânicas como etanol, metanol, acetato, o succinato ou o benzoato (MADIGAN et al.,1997). Na figura 3.2 tem-se o gráfico da eficiência de desnitrificação em função da relação entre quantidade de matéria orgânica e nitrato (DQO/NO₃).

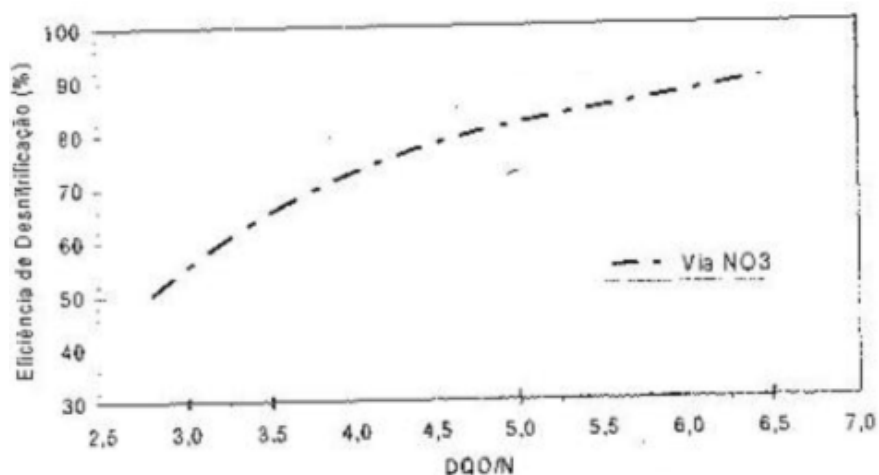


Figura 3.2: Eficiência de desnitrificação e, função da relação DQO/NH₃

3.3.4 Sulfato

O íon sulfato pode ser removido no sistema por processos químicos e biológicos. O processo químico envolve a adsorção do íon sulfato (troca catiônica) nas partículas do solo. O processo biológico ocorre em ambientes aquáticos sob condições anaeróbias através de bactérias heterotróficas denominadas dessulfurantes (ESTEVES, 1988, FAULKNER; RICHARDSON, 1989).

A redução do sulfato em alagados construídos para tratar efluentes ácidos de mineradoras é bastante desejável, uma vez que a água formada ioniza e reage com os metais dissolvidos precipitando-os e a alcalinidade produzida é responsável pela neutralização da acidez (HEDIN; HAMMACK; HYAMAN, 1989 apud CUNHA, 2006).

3.3.5 Cloreto

Nas águas superficiais são fontes importantes as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg/L. Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes, etc. Nas regiões costeiras, através da chamada intrusão da língua salina, são encontradas águas com níveis altos de cloreto. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água.

Da mesma forma que o sulfato, sabe-se que o cloreto também interfere no tratamento anaeróbio de efluentes industriais, constituindo-se igualmente em interessante campo de investigação científica. O cloreto provoca corrosão em estruturas hidráulicas, como por exemplo, em emissários submarinos para a disposição oceânica de esgotos sanitários, que por isso têm sido construídos com polietileno de alta densidade (PEAD). Interferem na determinação da DQO e embora esta interferência seja atenuada pela adição de sulfato de mercúrio, as análises de DQO da água do mar não apresentam resultados confiáveis. Interfere também na determinação de nitratos.

Também eram utilizados como indicadores da contaminação por esgotos sanitários, podendo-se associar a elevação do nível de cloreto em um rio com o lançamento de esgotos sanitários. Hoje, porém, o teste de coliformes fecais é mais preciso para esta função. O cloreto apresenta também influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocarem alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (CETESB, 2007).

3.3.6 Sódio

Todas águas naturais contêm algum sódio já que seus sais são na forma de sais altamente solúveis em água, podendo ser considerado um dos elementos mais abundantes na Terra.

Ele se encontra na forma iônica (Na^+), e na matéria das plantas e animais, já que é um elemento essencial para os organismos vivos. Aumento dos níveis na superfície da água pode provir de esgotos, efluentes industriais e uso de sais em rodovias para controlar neve e gelo. A última fonte citada também contribui para aumentar os níveis de sódio nas águas subterrâneas. Nas áreas litorâneas a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais altos (CETESB, 2007).

3.3.7 Metais

Os processos de remoção incluem: sedimentação, filtração, adsorção, formação de complexos, precipitação, assimilação pelas plantas e reações bacterianas principalmente de oxidação. (FAULKNER; RICHARDSON, 1989, KADLEC et al., 1989 apud CUNHA, 2006).

3.3.8 Sólidos Totais

Os sólidos suspensos são removidos pelos processos de sedimentação, de filtração pelas raízes das macrófitas e pelo substrato e de decomposição aeróbia e anaeróbia. Para os sólidos dissolvidos, a eficiência de remoção está relacionada aos processos de adsorção aos sítios das macrófitas e o solo, precipitação e co-precipitação com componentes insolúveis, oxidação pelos microrganismos e a assimilação pelas plantas e microbiota (KADLEC et al., 1989, WATSON, et al., 1989 apud CUNHA, 2006).

3.3.9 Patógenos

Os patógenos são removidos por sedimentação e filtração, de organismos mortos em consequência natural da exposição a um ambiente desfavorável (BREEN, 1990, LANCE, 1976, DINGES, 1978), visto que existe a possibilidade de muitos dos metabólitos produzidos pelas raízes das macrófitas terem efeito antibiótico para bactérias.

3.3.10 Turbidez

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc (CETESB, 2007).

3.3.11 Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico (CETESB, 2007).

3.3.12 Temperatura

Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo).

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior e temperaturas ótimas para crescimento (CETESB, 2007).

Na maior parte do Brasil, a temperatura da água varia entre 15 e 30°C. Durante a execução dos ensaios é recomendável que se tenha variação máxima de temperatura de +/- 1°C em relação àquela fixada.

Outra variável física determinante para a qualidade da água é os sólidos totais, já descritos anteriormente. Como características químicas podemos destacar, além das já descritas anteriormente no processo de remoção de nutrientes:

3.3.13 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico, ou pH, representa a concentração de íons hidrogênio H⁺ dando uma indicação sobre as condições de acidez, neutralidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14. Suas origens naturais são a dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e da fotossíntese. Despejos industriais e domésticos constituem suas origens antropogênicas (VON SPERLING, 1996 apud BURBARELLI, 2004).

3.3.14 Alcalinidade e acidez

A alcalinidade pode ser entendida como a capacidade da água neutralizar ácidos, e a acidez, como a capacidade de neutralizar bases. A alcalinidade e a acidez de soluções aquosas baseiam-se, geralmente, no sistema do ácido carbônico.

3.3.15 Dureza

A dureza é geralmente definida como a soma da cátions polivalentes presentes na água e expressa em termos de uma quantidade equivalente de CaCO_3 . Os principais íons metálicos que conferem dureza à água são o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e, em menor grau, o íon do ferro (Fe^{2+}), do manganês (Mn^{2+}) e do estrôncio (Sr^{2+}).

3.3.16 Condutividade Elétrica

Segundo a teoria da dissociação eletrolítica de Arrhenius, quando uma substância dissolve-se em água, vai-se dividindo em partículas cada vez menores. Em alguns casos, essa divisão pára nas moléculas e a solução não conduz a corrente elétrica. Em outros casos, a divisão vai além de moléculas; estas se dividem em partículas ainda menores, com carga elétrica, denominadas íons. Nestes casos, a solução conduz a corrente elétrica.

Na Física, corrente elétrica é definida como o fluxo ordenado de partículas portadoras de carga elétrica. Sabe-se que, microscopicamente, as cargas livres estão em movimento aleatório devido a agitação térmica. Apesar desse movimento desordenado, ao estabelecermos um campo elétrico na região das cargas, verifica-se um movimento ordenado que se apresenta superposto ao primeiro.

A separação dos íons de uma substância iônica, quando ela se dissolve na água é denominada, dissociação iônica. Compostos iônicos conduzem corrente elétrica em solução aquosa, enquanto compostos moleculares, conduz ou não, dependendo do fato de haver ou não reação de ionização entre o composto dissolvido e a água.

A condutividade elétrica é usada para especificar o caráter elétrico de um material. Ela é simplesmente o recíproco da resistividade, ou seja, inversamente proporcionais e é indicativa da facilidade com a qual um material é capaz de conduzir uma corrente elétrica.

Condutividade elétrica mede a capacidade de uma solução aquosa conduzir corrente elétrica. Isso depende da presença de íons, suas concentrações, mobilidade e valência, bem como a temperatura durante sua análise. Soluções com alta concentração de compostos orgânicos são relativamente melhores condutores. Por outro lado, moléculas orgânicas que não se dissociam em soluções aquosas são bem inferiores na condução de corrente elétrica.

(EATON, 1998 apud BURBARELLI, 2004). A presença de íons em meio líquido é um dos principais fatores que afetam o metabolismo microbiano.

A determinação da condutividade elétrica permite estimar de modo rápido a quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) presentes na água. Para valores elevados de STD, aumenta a solubilidade dos precipitados de alumínio e de ferro, o que influi na cinética da coagulação. Também são afetadas a formação e precipitação de carbonato de cálcio, favorecendo a corrosão. Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S/cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2007).

3.3.17 Oxigênio Dissolvido

Em razão da baixa solubilidade do oxigênio, a quantidade máxima deste que a água pode conter é geralmente inferior a 9,1 mg.L^{-1} a 20°C. O oxigênio presente é consumido em função da poluição da água. A presença de oxigênio, especialmente em companhia do CO_2 constitui-se em fator importante a ser considerado na prevenção da corrosão de metais ferrosos (tubulações e caldeiras).

Os processos biológicos de tratamento de águas residuais consistem na capacidade demonstrada por microorganismos presentes no meio, de utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em subprodutos. Estes, por sua vez podem apresentar-se em três diferentes estados: sólido, (lodo biológico), líquido (água) ou gasoso (CO_2 , CH_4 , etc). A capacidade de utilização dos compostos orgânicos depende da atividade microbiana da biomassa presente, independentemente do processo utilizado, aeróbio ou anaeróbio. Em tratamento de efluentes, principalmente líquidos, os processos aeróbios têm sido amplamente utilizados, principalmente devido à sua eficiência e estabilidade. Nesses casos, a taxa de respiração microbiana é um parâmetro de grande importância. É através deste que sua atividade é avaliada, sendo possível inferir o potencial da biomassa aeróbia em degradar diferentes tipos de substratos (CHERNICHARO et al., 1997 apud ANDREO, 1999).

Taxa de respiração é a quantidade de oxigênio, por unidade de volume e tempo, que é consumido por microrganismos aeróbios. Este parâmetro é muito importante porque está diretamente relacionado a outros dois parâmetros bioquímicos de grande importância no controle de uma estação de tratamento de efluentes: crescimento bacteriano e consumo de substrato (SPANJERS et al, 1996 apud ANDREO, 1999).

Os testes respirométricos permitem o monitoramento a intervalos de tempo, a concentrações de oxigênio (em ar ou dissolvido em água) no interior de ambiente onde está presente a amostra de terreno (ar ou água); em base a variação da concentração de oxigênio calcula-se o valor da TCO (Taxa de Consumo de Oxigênio), através do cálculo da pendência da reta de regressão estatística entre os dados (freqüentemente linear ou aproximadamente como traçado linear) (ANDREOTTOTA et al, 2002 apud PEREIRA, 2006).

A absorção do oxigênio se desenvolve através de duas fases principais. A primeira é a respiração endógena do lodo, ou seja, é o oxigênio necessário para a respiração do lodo ativado, a energia requerida para manter as funções das células;

A segunda fase é a degradação do substrato, representa o consumo de oxigênio da parte dos microrganismos para a degradação dos substratos presentes no líquido alimentado, neste caso se realiza a fase exógena da taxa de absorção de oxigênio e se distingue como:

a) substratos rapidamente biodegradáveis, que fornece uma elevada velocidade de consumo de oxigênio;

b) substratos lentamente biodegradáveis, que fornecem uma velocidade de utilização do oxigênio inferior aquela precedente, mas todavia, superior aquela endógena. (PEREIRA, 2006).

Desta forma, é muito importante conhecer o gráfico característico da concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo, assim como discutir algumas considerações sobre suas fases mais relevantes.

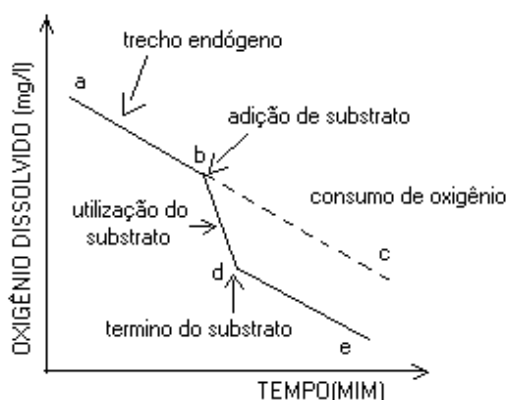


Figura 3.3. Efeito sobre a concentração de oxigênio dissolvido após adição ao lodo ativado de uma limitada quantidade de substrato (Andreottola et al., 2002 modificado).

Em condições endógenas a respiração do lodo comporta uma contínua utilização do oxigênio a uma velocidade aproximadamente constante e de modesta relevância: isto é demonstrado pela pendência uniforme da reta a-b-c (Figura 3.3).

Acrescentando-se no instante b uma pequena quantidade de substrato, isento de substâncias tóxicas para os organismos presentes, provoca-se um momentâneo incremento na velocidade de absorção do oxigênio, representado pela distância b-d. Somente quando o substrato foi totalmente degradado, a situação no interior do sistema retorna as condições endógenas iniciais, assumindo após o ponto d, uma pendência similar àquela originária (distância d-e).

No instante d o valor da concentração de oxigênio presente é inferior aquela que seria encontrada sem o acréscimo do substrato. A diferença representa a demanda de oxigênio em um breve tempo, devido à introdução do substrato (PEREIRA, 2006).

O andamento da TCO no tempo pode depender de diversos fatores, entre os quais se encontram: a temperatura, a concentração de oxigênio, a quantidade de substância orgânica adsorvida sobre as partículas, a presença de nitrogênio nitrificante, a granulométrica do material que influencia a superfície específica e, portanto a atividade do leito.

3.4 Etapas de degradação do esgoto

Quando o nitrogênio orgânico presente nas águas residuárias começa a ser decomposto, a quantidade de oxigênio requerida para a oxidação da matéria orgânica é elevada, o que gera em uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido.

Este processo de tratamento é realizado por uma série de microorganismos, principalmente bactérias, que encontram neste meio, fonte de energia (luz ou reação de oxidação), carbono para a síntese do novo material celular (dióxido de carbono ou matéria orgânica), e nutrientes (materiais inorgânicos) para continuarem a se reproduzir e funcionar apropriadamente, diminuindo assim a DBO do sistema e possibilitando sua recuperação.

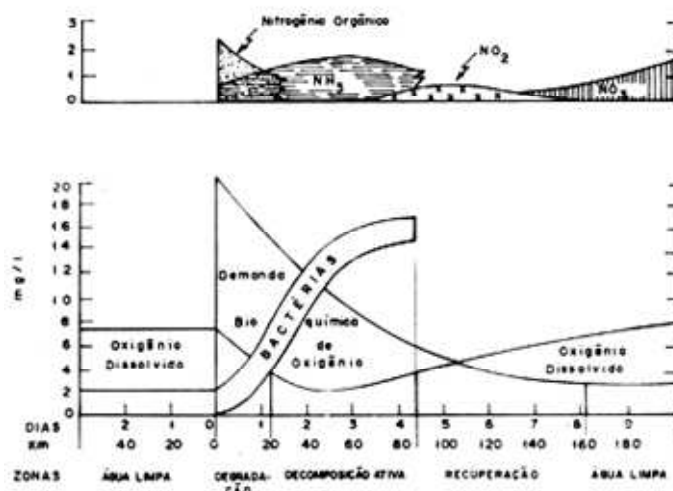


Figura 3.4: Etapas da degradação do esgoto (METCALF & EDDY, 1991)

3.5 Método Respirométrico

Os estudos sobre estes sistemas não tem sido desenvolvidos de forma clássica, com experimentos laboratoriais voltados ao conhecimento perfeito de todos os fatores envolvidos no processo de degradação dos compostos orgânicos e seus subprodutos, mas sim inúmeras experiências no campo experimental prático, com controle de “in-out” (na entrada e na saída do sistema) para a verificação de eficiências e níveis de nutrientes em seus esgotos.

Poucas pesquisas, nesta área têm trazido contribuições efetivas para o real conhecimento do que ocorre em todas as fases do processo de tratamento, fator este que permite variações significativas de comportamento projetual na utilização de parâmetros biológicos e de comportamento hidráulico dos sistemas.

Nas estações de tratamento de esgoto convencionais, isto é, baseadas nos sistemas a lodos ativados, se fazem cada vez mais uso de métodos respirométricos para a determinação, seja das características de biodegradabilidade dos influentes, que da atividade biológica do sistema. Para a aplicação de tal técnica nos sistemas a lodos ativados existe de fato uma ampla literatura técnico-científica. No entanto a aplicação de tal técnica a tratamentos naturais de águas residuárias (fitodepuração), apresenta-se atualmente numa quase total ausência de experiências aplicativas e de protocolos experimentais.

Os primeiros a se ocuparem da técnica respirométrica foram Jenkins (1960) e Montgomery (1967), tendo como base seus próprios estudos experimentais sobre a quantificação do consumo de oxigênio dissolvido em tratamentos de lodos ativados. O procedimento para estimar-se a TCO é de extrema simplicidade e o campo de aplicação

vastíssimo; não obstante seja uma metodologia utilizável em grande escala, não se conseguiu uma larga difusão nas operações de gestão das estações de tratamento de esgoto.

O teste de TCO considera as variações na taxa de respiração do lodo em consequência do tipo de substrato acrescentado e da velocidade de degradação da parte da biomassa.

A absorção do oxigênio se desenvolve através de duas fases principais:

1) respiração endógena do lodo: é o oxigênio necessário para a respiração do lodo ativado, ou seja, a energia requerida para manter as funções das células; realiza-se a fase endógena da taxa de absorção de oxigênio;

2) degradação do substrato: representa o consumo de oxigênio da parte dos microrganismos para a degradação dos substratos presentes no líquido alimentado, neste caso se realiza a fase exógena da taxa de absorção de oxigênio e se distingue como:

2a) substratos rapidamente biodegradáveis, que fornece uma elevada velocidade de consumo de oxigênio;

2b) substratos lentamente biodegradáveis, que fornecem uma velocidade de utilização do oxigênio inferior aquela precedente, mas todavia, superior aquela endógena.

Em condições endógenas a respiração do lodo comporta uma contínua utilização do oxigênio a uma velocidade aproximadamente constante e de modesta relevância: isto é demonstrado pela pendência uniforme da reta a-b-c, vista na Figura 3.6.

Acrescentando-se no instante b uma pequena quantidade de substrato, isento de substâncias tóxicas para os organismos presentes, provoca-se um momentâneo incremento na velocidade de absorção do oxigênio, representado pela distância b-d. Somente quando o substrato foi totalmente degradado, a situação no interior do sistema retorna as condições endógenas iniciais, assumindo após o ponto d, uma pendência similar àquela originária (distância d-e).

No instante d o valor da concentração de oxigênio presente é inferior aquela que seria encontrada sem o acréscimo do substrato. A diferença, isto é, à distância d-f, representa a demanda de oxigênio em um breve tempo, devido a introdução do substrato.

Através dos tipos de compostos preponderantes nas águas residuárias, adicionados ao reator de lodos, obtém-se diversos andamentos da curva de respiração. Na Figura 3.5 pode-se notar as seguintes tipologias:

Tipo A - é o caso simples. Representa uma intensa queda na taxa de respiração, coincidindo com a adição do substrato, seguido de um rápido retorno à pendência da fase endógena inicial. É o caso que se verifica com um substrato puro, rapidamente biodegradável (por exemplo, ácido acético).

Tipo B - representa a combinação de mais substratos. Com a adição destes, a velocidade de respiração cresce fortemente mantendo valores uniformes no primeiro momento, para depois assumirem valores gradualmente mais modestos, antes de retornar a pendência anterior.

Tipo C - se observa freqüentemente na presença de substâncias complexas. Inicia com um forte decremento, sucede uma variação gradual a valores mais baixos da velocidade de respiração. No trecho final atinge uma pendência constante, se bem que nestes casos dificilmente venha restaurada a pendência endógena inicial. É este o caso das águas residuárias municipais, na qual se tem a presença de mais substâncias, de cuja algumas rapidamente biodegradáveis e outras lentamente biodegradáveis que não podem ser completamente biodegradadas durante a breve duração da prova e que são responsáveis pelo fato que a pendência do trecho final é maior que a pendência endógena inicial.

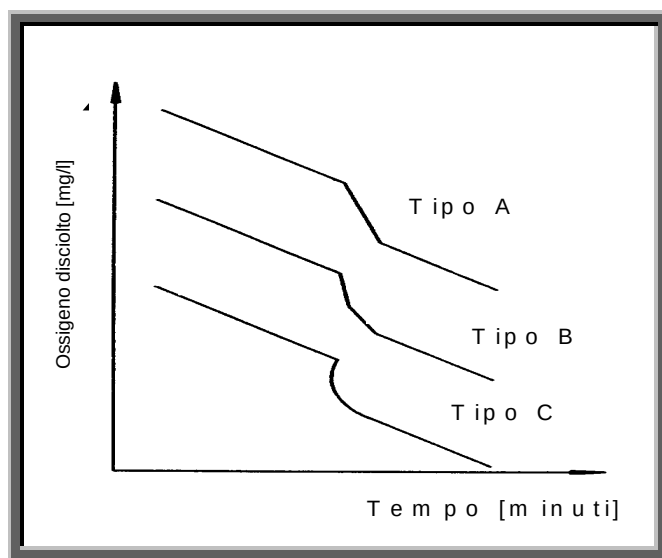


Figura 3.5. Tipo de curva de respiração comumente observada. (Andreottola et al., 2002)

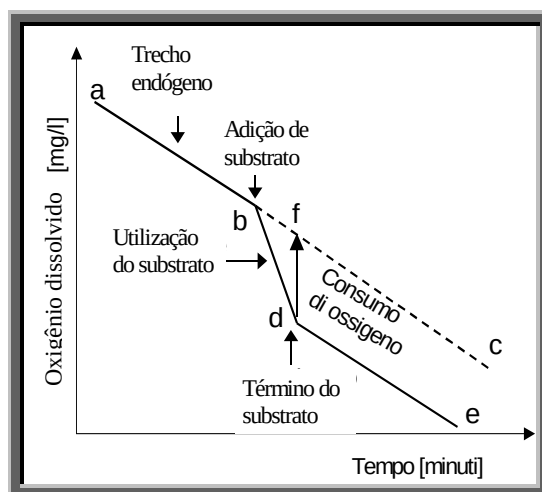


Figura 3.6. Efeito sobre a concentração de oxigênio dissolvido após adição ao lodo ativado de uma limitada quantidade de substrato. (Andreottola et al., 2002)

A exigência de utilização de métodos respirométricos para a investigação sobre processos de fitodepuração nasce da crescente exigência de dispor de parâmetros projetuais sempre mais detalhados. Tais exigências tornam-se sempre mais importantes num futuro próximo, no momento em que se difundirão métodos avançados para o dimensionamento dos processos de fitodepuração.

A consideração verifica-se que para os processos convencionais a lodos ativados são disponíveis hoje modelos de simulação bastante avançados, ao passo que não são disponíveis análogos modelos para simular os tratamentos a fitodepuração. Para os processos de fitodepuração são disponíveis em literatura somente alguns modelos que envolvem os parâmetros cinéticos e estequiométricos das principais reações bacterias ligadas a remoções da substância orgânica e a nitrificação, porém se trata geralmente de modelos ainda muito simplificados.

Os critérios de projeto comumente utilizados para o dimensionamento de tratamento de fitodepuração são baseados em expressões cinéticas muito simples, em geral de tipo linear. Os processos biológicos que se realizam em tratamento de fitodepuração não podem, porém, ser sempre considerados de tipo linear, como de fato se pode facilmente imaginar, considerando que os processos biológicos em geral são regulados das expressões de Monod ou da cinética de ordem 1 ou $\frac{1}{2}$, como por exemplo nos biofilmes. Desta complexibilidade nasce a necessidade de dispor de testes adaptados a medidas de parâmetros cinéticos da parte do solo envolvido nos processos de fitodepuração. As pesquisas respirométricas sobre solos podem representar uma promissora alternativa para fornecerem informações inerentes à atividade

biológica e as velocidades com que se desenvolvem as reações biológicas.

Os testes respirométricos permitem o monitoramento em intervalos de tempo, a concentrações de oxigênio (em ar ou dissolvido em água) no interior de ambiente onde está presente a amostra de terreno (ar ou água); em base a variação da concentração de oxigênio calcula-se o valor da TCO, através do cálculo da pendência da reta de regressão estatística entre os dados (freqüentemente linear ou aproximadamente como traçado linear) (Andreottola et al, 2002).

O andamento da TCO no tempo pode depender de diversos fatores, entre os quais se encontram: a temperatura, a concentração de oxigênio, a quantidade de substância orgânica adsorvida sobre as partículas, a presença de nitrogênio nitrificante, a granulométrica do material que influencia a superfície específica e, portanto a atividade do leito. Os principais termos que contribuem com o valor final de TCO são os seguintes:

- **consumo endógeno de oxigênio (TCO_{endógeno}):** este termo se mede em ausência de substrato e é ligado a respiração celular da qual deriva a energia necessária para garantir as funções das células;
- **consumo de oxigênio para a oxidação do substrato carbônico (TCO COD):** consumo de oxigênio necessário para a oxidação orgânica biodegradável presente no líquido alimentado e para a síntese de novos materiais celulares;
- **consumo de oxigênio para a nitrificação (TCO_{nitrificação}):** consumo de oxigênio necessário para a oxidação dos compostos nitrogenosos (NH_4 , NO_2);

A velocidade de consumo de oxigênio durante o processo de degradação dos substratos e das sínteses celulares é muito mais alta em relação àquela relativa somente a respiração. Os substratos rapidamente biodegradáveis presentes nas águas residuárias apresentam uma elevada demanda de oxigênio em um curto espaço de tempo; diminuindo o substrato, a velocidade de consumo de oxigênio progressivamente diminui, atingindo o valor da velocidade endógena depois do desaparecimento do substrato. No caso da oxidação de compostos lentamente biodegradáveis se mede uma baixa velocidade de consumo de oxigênio, que resulta pouco diversa daquela endógena.

Na avaliação do balanço de oxigênio para um leito de fitodepuração devem-se computar também fluxos de ingresso de oxigênio oriundo de fontes externas ao leito: estes são reconduzidos pelas seguintes contribuições:

- **transferência de oxigênio do ar à fase líquida:** esta contribuição é maior em processos de fitodepuração a fluxos verticais não submersos (isto é operando a percolação) em respeito aqueles submersos;
- **transferência de oxigênio do ar das raízes à fase líquida:** esta contribuição é função das características e da distribuição das raízes das plantas; de algumas experiências da literatura parece surgir que a contribuição de oxigênio do aparato radicular ao leito, pode ser considerado sem importância;
- **oxigênio presente no afluentes:** se este é presente em quantidade elevada pode contribuir significativamente, com a introdução de oxigênio no leito. Geralmente, no entanto os afluentes chegam a uma estação de tratamento de fitodepuração em condições fortemente cépticas, com concentrações de oxigênio próximas a zero. É o caso, por exemplo, de líquidos provenientes de tanques Imhoff no qual o sistema de fitodepuração desenvolve um papel de pós-tratamento da substância orgânica e/ou nitrificação. Certa contribuição de oxigênio ao leito pode ser fornecida no caso em que se alimentam a fitodepuração com um esgoto secundário já tratado (por exemplo, derivado de um tratamento a lodos ativados); neste caso o tratamento de fitodepuração tem um papel de afinamento do esgoto.

A medida do consumo de oxigênio da parte de um terreno em tratamentos de fitodepuração pode ser efetuada através de respirômetros “in-situ” ou respirômetros de laboratório. No primeiro caso se mede o consumo de oxigênio, diretamente no campo, sobre uma porção do leito de enchimento, ao passo que no segundo caso se trata de amostrar uma parte do solo e submetê-lo a teste respirométrico em laboratório.

As principais diferenças entre as duas metodologias de pesquisa estão ligadas ao fato que para os testes de laboratório se utilizam partes de terreno, inevitavelmente remanejadas, enquanto no caso “in-situ” se podem conduzir medidas sem perturbar significativamente o terreno. Além disto, no caso do teste “in-situ” se pode avaliar também a contribuição de oxigênio da parte das raízes das plantas.

O teste “in-situ” serve bem para a medição do consumo de oxigênio, em tratamentos de fitodepuração a fluxo horizontal, do que para o fluxo vertical. Porém, não é sempre possível utilizar tais técnicas para medir parâmetros cinéticos específicos, por exemplo, a velocidade de remoção dos substratos carbônicos, a velocidade de decaimento da biomassa bacteriana ou a velocidade de nitrificação. Esta limitação é devida ao fato que para medir tais parâmetros cinéticos é necessário submeter o terreno a particulares condições de operação, como por

exemplo, adição de substratos em certa quantidade a um certo volume de amostra, ou ausência de carregamento por um tempo prolongado (por exemplo, para medir-se o decaimento celular endógeno).

Tais condições não são sempre possíveis de realizarem em um tratamento de fitodepuração real operando-se em contínuo. Para medidas de parâmetros cinéticos são ao invés mais flexíveis os testes respirométricos de laboratório, nos quais se podem aplicar com maior facilidade as condições operativas desejadas. O Laboratório di Ingegneria Sanitaria (LISA) dell'Università di Trento (Trento – Itália), tem a tempos realizado pesquisas para colocar a bom termo métodos respirométricos sobre matrizes sólidas. No âmbito destas pesquisas, foi desenvolvido um respirômetro de laboratório para medir as variações de oxigênio em ar. Junto ao LISA foi realizado também um outro tipo de respirômetro, para a medição do consumo de oxigênio, dissolvido em fase aquosa a partir de uma coluna de terreno.

Até este momento, foram testadas com este respirômetro algumas amostras de terreno na configuração de um leito a fluxo vertical. O objetivo da implementação e aplicação deste instrumento consiste em medir a velocidade de consumo de oxigênio no tempo, com o fim de estimar os parâmetros cinéticos relativos ao processo de remoção de substâncias orgânicas e da nitrificação.

4. RESUMO DAS ATIVIDADES

O início da pesquisa foi ainda durante a graduação, através de projeto de Iniciação Científica fomentada pela FAPESP (período outubro de 2004 a agosto de 2006) quando se realizou diversos testes respirométricos a fim de aperfeiçoar a aplicação de tal método a um reator de batelada de fluxo descendente com biofilme aderido em meio suporte, como planta piloto de sistemas de alagados construídos. Esta pesquisa foi desenvolvida em parceria com outros projetos de iniciação científica com fomento da FAPESP. Neste reator, ilustrado na figura 4.1, foram instalados mecanismos de monitoramento *on line* do processo, tais como temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, e de controle de oxigenação, no caso de aeração artificial, conforme explicitado na figura 4.2.



Figura 4.1. Elevação frontal e vista em planta do reator utilizado no experimento.

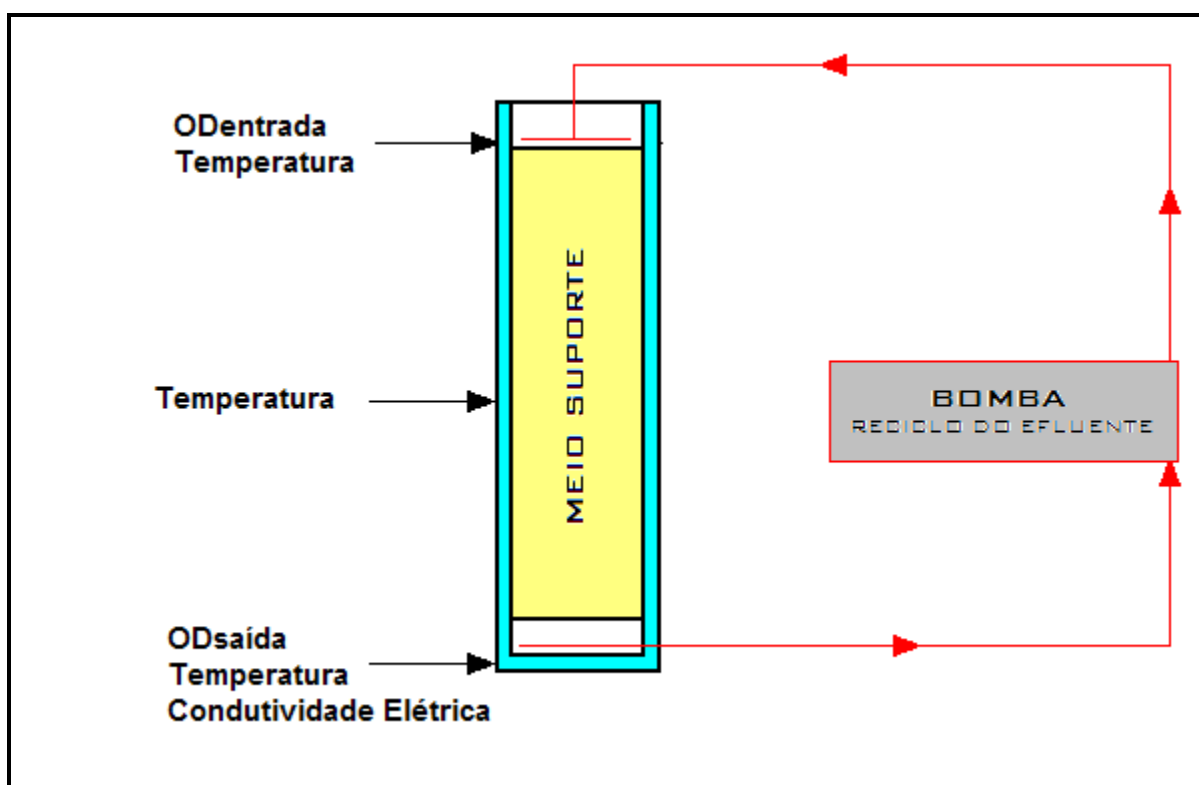


Figura 4.2. Pontos de leitura on-line efetuada pelas sondas.

Os testes foram realizados primeiramente com aeração artificial, através de aeradores, conforme ilustrado na figura 4.3. Porém com o desenvolvimento da pesquisa observou-se que havia a possibilidade de aeração de forma natural através da percolação do efluente em meio-suporte não saturado.

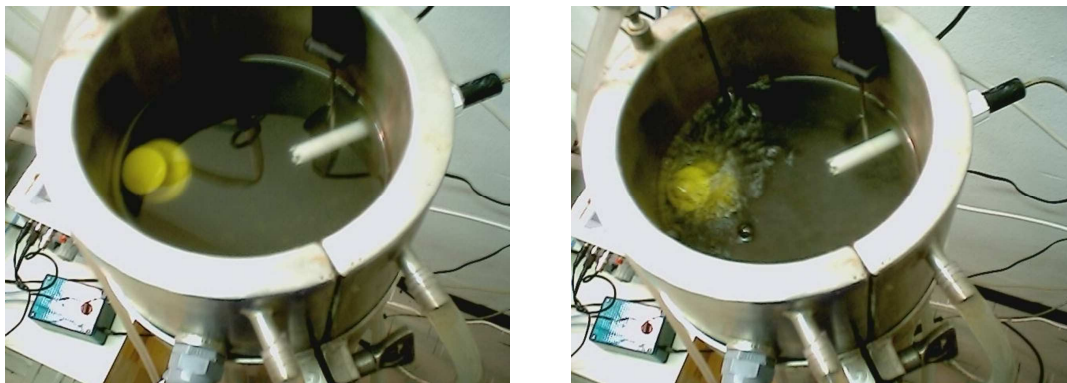


Figura 4.3: Aeradores Artificiais

Em 2007 e 2008, durante o curso de mestrado em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, houve a repetição, pelos graduandos Rafael Damacena de Angelis e Leonardo Cintra Brandão (bolsistas FAPESP), dos ensaios que haviam sido realizados, onde se procurou aplicar as melhorias na aplicação do método respirométrico, sugeridas pelos projetos anteriormente desenvolvidos, para que se minimizassem possíveis interferentes ao ensaio. Durante estes 2 anos do curso de mestrado, por intermédio de bolsa mestrado da CAPES, houve a compilação e análise dos resultados obtidos, juntamente com o trabalho de orientação e contribuição as pesquisa dos alunos Rafael e Leonardo no desenvolvimento da parte prática.

Realizou-se o experimento com quatro diferentes configurações de meio suporte, a primeira com uma camada de 63 cm de areia, a segunda com camada única de 63 cm de pedrisco, posteriormente foi montado o reator com 63 cm de brita 1, e por último utilizou-se de meio-suporte misto, ou seja, uma camada superior de 14 cm de areia seguida por um camada inferior de 18 cm de pedrisco, 20 cm de brita 1 sob o pedrisco e um última camada de 11 cm de brita 2.

5. METODOLOGIA

Para a realização do teste respirométrico, se fez uso de um reator aeróbio de fluxo descendente com biofilme aderido ao meio suporte e com funcionamento em sistema de bateladas (vide figura 4.1). Este sistema foi oxigenado artificialmente, através de aeradores utilizados em aquários (vide figura 4.3), e naturalmente através da percolação da água em meio-suporte não saturado, ou seja, durante a recirculação do efluente, o mesmo percola parte do filtro em uma situação não saturada de água, sendo assim quando partícula de água passa pelos vazios do meio suporte, o oxigênio presente no ar é incorporado a água passando para uma forma dissolvida. Foram feitos testes no inicio do experimento, onde através da inserção de água destilada, sem oxigênio dissolvido detectado, recirculou-a no sistema simulando o fluxo do efluente em seções de batelada. Identificou-se, portanto, o valor máximo de

oxigenação fornecido naturalmente ao sistema para o meio-suporte e vazão em questão. Durante a realização do experimento variou-se a vazão de recirculação e configuração do meio-suporte, a fim de se ter eficiências e parâmetros para diversos tipos de materiais e configurações.

Cada teste teve duração de aproximadamente 7 dias, sendo que o fator determinante para este tempo, foi de se conseguir um tempo considerável da fase endógena para que se determinasse a equação e taxa endógena de consumo de oxigênio.

5.1 Aeração Artificial

Para o teste com sistema de aeração artificial houve o monitoramento *on line*, conforme ilustrado na figura 4.2, onde a sonda de oxigênio dissolvido da parte superior do reator, entrada do sistema, foi responsável pelo controle de aeração do sistema no qual se estabeleceu valores de oxigênio dissolvido entre 5,5 a 6,0 mgOD.L⁻¹, sendo assim quando o valor lido pela sonda era menor que 5,5 mgOD.L⁻¹, intervalo de leitura variou entre 30 segundos e 1 minuto, havia o acionamento automático dos aeradores, já quando o valor lido chegava a 6,0 mgOD.L⁻¹ o sistema de aeração era desativado. Esta automação possibilitou que se mantivessem níveis de oxigenação controlados a um valor pré-determinado. Vale salientar que este controle é diferentemente de sistemas de lodos ativados, onde se deseja manter o oxigênio dissolvido em 2,0 mgOD.L⁻¹ ao longo de todo tanque; pois neste sistema não há aeração ao longo de todo o filtro, apenas na parte superior do reator, sendo assim este oxigênio inserido na entrada do sistema deverá ser suficiente para a degradação pelos micro-organismos aeróbios ao longo de todo o filtro, isso explica a alta taxa de oxigenação.

Continuamente com as leituras de oxigênio dissolvido da entrada do sistema, foram medidas também os níveis de oxigenação na saída do sistema, parte inferior do reator.

A diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido na entrada do sistema e na saída do sistema, devidamente ajustados para o intervalo de tempo igual ao tempo de detenção do ciclo, representa o consumo de oxigênio dissolvido pelos microorganismos aeróbios para a degradação e oxidação dos nutrientes. Esta diferença quando equacionada com o tempo de detenção hidráulico do ciclo, resulta na taxa de consumo de oxigênio (TCO) do sistema, conforme equação 5.1.

$$TCO = \frac{O_{Dentrada} - O_{Dsaída}}{TDH_{ciclo}} \quad (5.1)$$

TCO – Taxa de Consumo de Oxigênio [mgOD.L⁻¹.h⁻¹]

ODentrada – Concentração de Oxigênio Dissolvido na entrada do sistema [mgOD. L⁻¹]

ODsaída - Concentração de Oxigênio Dissolvido na saída do sistema [mgOD. L⁻¹]

TDHciclo – Tempo de Detenção Hidráulica do Ciclo [h]

5.1.1 Degradação da Matéria Orgânica Biodegradável

Através da adição de Acetato de Sódio ao efluente, procurou-se simular apenas a degradação da matéria orgânica rapidamente biodegradável. Calculou-se a correlação de equivalência de carga de matéria orgânica rapidamente biodegradável em relação à matéria orgânica biodegradável. Esta relação é calculada a partir da equação 5.2

$$r = \frac{CO_{deg}}{DBO} \quad (5.2)$$

r – relação entre matéria orgânica rapidamente biodegradável e a biodegradável total para o acetato de sódio [mgRDBO.mgDBO⁻¹]

COdeg – Consumo de Oxigênio para degradação total da matéria orgânica rapidamente biodegradável [mgOD.L⁻¹]

$$CO_{deg} = CO_{total} - CO_{endógena} \quad (5.3)$$

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio para degradação da matéria orgânica biodegradável [mgDBO. L⁻¹]

A velocidade instantânea de degradação da matéria orgânica biodegradável (Vid) é obtida através da equação 5.3.

$$Vid = \frac{DBO}{t} \quad (5.4)$$

Vid – Velocidade instantânea de remoção de matéria orgânica biodegradável [mgDBOm.t⁻¹]

t - intervalo de tempo [h]

DBO – DBO removida no intervalo de tempo “t” [mgDBO.L⁻¹]

$$DBO_{rem} = \frac{CO_{deg}}{r} \quad (5.4)$$

COdeg – Consumo de Oxigênio para degradação total da matéria orgânica rapidamente biodegradável [mgOD.L⁻¹]

r – relação entre matéria orgânica rapidamente biodegradável e a biodegradável total para o acetato de sódio [mgRDBO.mgDBO⁻¹]

O coeficiente de decaimento endógeno é obtido através do coeficiente angular da linearização da curva representativa da respiração endógena. Já a constante de meia velocidade é obtida pela plotagem do gráfico de Michaelis–Menten, onde é representada a velocidade de degradação da DBO em relação à concentração de DBO presente no efluente. Deste gráfico verifica-se que a constante de meia velocidade é igual à metade da velocidade máxima de degradação atingida.

Por último calcula-se a taxa de aplicação volumétrica de DBO, para todas as tipificações do reator testadas.

5.1.2 Processo de Nitrificação

Através da adição de Cloreto de Amonio ao efluente, procurou-se simular apenas o processo de nitrificação, ou seja o oxigênio consumido pelas bactérias nitrificantes, *nitrobacter* e *pseudomonas*, para a oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrogênio nitrato e posteriormente a nitrogênio nitrato. Para determinação dos parâmetros cinéticos da fase de nitrificação, utilizou-se a relação descrita em 5.5, citada por Andreottola em seu livro “Respirometria applicata alla depurazione delle acque”.

$$\Delta NH_4 = \frac{\Delta O_2}{4,57} \quad (5.5)$$

ΔNH_4 – Nitrogênio Amoniacal consumido [mgNH₄.L⁻¹]

ΔO_2 – Concentração de oxigênio consumido [mgO₂.L⁻¹]

A velocidade instantânea de nitrificação (V_{in}) é obtida através da equação 5.6.

$$V_{in} = \frac{\Delta NH_4}{t} \quad (5.6)$$

V_{in} – Velocidade instantânea de nitrificação [mgNH₄.t⁻¹]

t - intervalo de tempo [h]

ΔNH_4 - Concentração de nitrogênio amoniacal nitrificada no intervalo de tempo “t” [mgNH₄.L⁻¹]

O coeficiente de decaimento endógeno é obtido através do coeficiente angular da linearização da curva representativa da respiração endógena. Já a constante de meia velocidade é obtida pela plotagem do gráfico de Michaelis–Menten, onde é representada a velocidade de nitrificação em relação à concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente. Deste gráfico verifica-se que a constante de meia velocidade é igual à metade da velocidade máxima de degradação atingida.

Por último calcula-se a taxa de aplicação volumétrica isolada de para nitrificação, para todas as tipificações do reator testadas.

5.1.3 Eficiência global do sistema utilizando Esgoto Sanitário

Para a análise global da eficiência do sistema, tanto para a redução da DBO, quanto para a nitrificação do efluente, utilizou-se como efluente bruto o esgoto não tratado da UNESP – Bauru. Coletou-se quinzenalmente o esgoto e adicionou-se ao sistema já adaptado para que se verificassem curvas de degradação e eficiência global do sistema. O tempo de duração do teste foi de aproximadamente sete dias, sendo que este período foi definido com base na representatividade da fase endógena do tratamento.

A eficiência do sistema foi calculada a partir dos valores de DBO e nitrogênio amoniacal no início e no término do tratamento. Através do gráfico da TCO pelo tempo identificou-se o tempo necessário para degradação da matéria orgânica e para a nitrificação, e com as características físicas e hidráulicas do reator estimou-se a taxa de aplicação volumétrica global de cada tipificação do reator.

5.2 Aeração Natural

Para o teste com sistema de aeração natural também houve o monitoramento *on line*, conforme ilustrado na figura 4.2. Como o meio suporte não está saturado, para que haja a aeração natural do sistema, conforme explicado anteriormente, torna-se impossível local a sonda de oxigênio dissolvido na entrada do sistema. No entanto utilizou-se de testes realizados anteriormente ao ensaio para se determinar qual seria o valor de oxigênio dissolvido na entrada do sistema, em relação à tipificação física e hidráulica do reator.

Este experimento, no qual se quis determinar qual aeração máxima do sistema naturalmente, foi realizado no início de cada prova de forma a se ter o valor da aeração

máxima para cada tipificação física e hidráulica do reator. No sistema ainda virgem, ou seja, sem o desenvolvimento da biomassa depuradora, adicionou-se água destilada na qual havia ausência total de matéria orgânica a ser degradada e de elementos químicos a serem oxidados. Aplicou-se então a vazão de recirculação desejada e verificou-se qual valor máximo de oxigênio dissolvido na sonda da saída do sistema, sonda inferior.

A diferença entre a concentração de oxigênio dissolvido determinada pelo teste de oxigenação máxima do sistema e o valor lido na sonda locada na saída do sistema, representa o consumo de oxigênio pelos microorganismos aeróbios dissolvido para a degradação e oxidação dos poluentes. Esta diferença quando equacionada com o tempo de detenção hidráulico do ciclo, resulta na taxa de consumo de oxigênio (TCO) do sistema, conforme equação 5.7.

$$TCO = \frac{OD_{maxteste} - OD_{saída}}{TDH_{ciclo}} \quad (5.7)$$

TCO – Taxa de Consumo de Oxigênio [mgOD.L⁻¹.h⁻¹]

OD_{maxteste} – Concentração de Oxigênio Dissolvido detectado no teste de oxigenação máxima [mgOD. L⁻¹]

OD_{saída} - Concentração de Oxigênio Dissolvido na saída do sistema [mgOD. L⁻¹]

TDH_{ciclo} – Tempo de Detenção Hidráulica do Ciclo [h]

5.2.1 Degradação da Matéria Orgânica Biodegradável

Através da adição de Acetato de Sódio ao efluente, procurou-se simular apenas a degradação da matéria orgânica rapidamente biodegradável. Calculou-se a correlação de equivalência de carga de matéria orgânica rapidamente biodegradável em relação à matéria orgânica biodegradável. Esta relação é calculada a partir da equação 5.2

$$r = \frac{CO_{deg}}{DBO} \quad (5.2)$$

r – relação entre matéria orgânica rapidamente biodegradável e a biodegradável total para o acetato de sódio [mgRDBO.mgDBO⁻¹]

CO_{deg} – Consumo de Oxigênio para degradação total da matéria orgânica rapidamente biodegradável [mgOD.L⁻¹]

$$CO_{deg} = CO_{total} - CO_{endógena} \quad (5.3)$$

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio para degradação da matéria orgânica biodegradável [mgDBO. L⁻¹]

A velocidade instantânea de degradação da matéria orgânica biodegradável (Vid) é obtida através da equação 5.3.

$$V_{id} = \frac{DBO}{t} \quad (5.4)$$

Vid – Velocidade instantânea de remoção de matéria orgânica biodegradável [mgDBOm.t⁻¹]

t - intervalo de tempo [h]

DBO – DBO removida no intervalo de tempo “t” [mgDBO.L⁻¹]

$$DBO_{rem} = \frac{COdeg}{r} \quad (5.4)$$

COdeg – Consumo de Oxigênio para degradação total da matéria orgânica rapidamente biodegradável [mgOD.L⁻¹]

r – relação entre matéria orgânica rapidamente biodegradável e a biodegradável total para o acetato de sódio [mgRDBO.mgDBOt⁻¹]

O coeficiente de decaimento endógeno é obtido através do coeficiente angular da linearização da curva representativa da respiração endógena. Já a constante de meia velocidade é obtida pela plotagem do gráfico de Michaelis–Menten, onde é representada a velocidade de degradação da DBO em relação à concentração de DBO presente no efluente. Deste gráfico verifica-se que a constante de meia velocidade é igual à metade da velocidade máxima de degradação atingida.

Por último calcula-se a taxa de aplicação volumétrica isolada de DBO, para todas as tipificações do reator testadas.

5.2.2 Processo de Nitrificação

Através da adição de Cloreto de Amonio ao efluente, procurou-se simular apenas o processo de nitrificação, ou seja, o oxigênio consumido pelas bactérias nitrificantes, *nitrobacter* e *pseudomonas*, para a oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrogênio nitrito e posteriormente a nitrogênio nitrato. Para determinação dos parâmetros cinéticos da fase de nitrificação, utilizou-se a relação descrita em 5.5, citada por Andreottola em seu livro “Respirometria applicata alla depurazione delle acque”.

$$\Delta NH_4 = \frac{\Delta O_2}{4,57} \quad (5.5)$$

ΔNH_4 – Nitrogênio Amoniacal consumido [mgNH₄.L⁻¹]

ΔO_2 – Concentração de oxigênio consumido [mgO₂.L⁻¹]

A velocidade instantânea de nitrificação (V_{in}) é obtida através da equação 5.6.

$$V_{in} = \frac{\Delta NH_4}{t} \quad (5.6)$$

V_{in} – Velocidade instantânea de nitrificação [mgNH₄.t⁻¹]

t - intervalo de tempo [h]

ΔNH_4 - Concentração de nitrogênio amoniacal nitrificada no intervalo de tempo “t” [mgNH₄.L⁻¹]

O coeficiente de decaimento endógeno é obtido através do coeficiente angular da linearização da curva representativa da respiração endógena. Já a constante de meia velocidade é obtida pela plotagem do gráfico de Michaelis–Menten, onde é representada a velocidade de nitrificação em relação à concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente. Deste gráfico verifica-se que a constante de meia velocidade é igual à metade da velocidade máxima de degradação atingida.

Por último calcula-se a taxa de aplicação volumétrica isolada de para nitrificação, para todas as tipificações do reator testadas.

5.2.3 Eficiência global do sistema utilizando Esgoto Sanitário

Para a análise global da eficiência do sistema, tanto para a redução da DBO, quanto para a nitrificação do efluente, utilizou-se como efluente bruto o esgoto não tratado da UNESP – Bauru. Coletou-se quinzenalmente o esgoto e adicionou-se ao sistema já adaptado para que se verificassem curvas de degradação e eficiência global do sistema. O tempo de duração do teste foi de aproximadamente sete dias, sendo que o este período foi definido com base na representatividade da fase endógena do tratamento.

6. RESULTADOS

6.1 Aeração Artificial – Degradação da Matéria Orgânica Biodegradável

No sistema com aeração através de aeradores artificiais, obtiveram-se os parâmetros cinéticos para a remoção da matéria orgânica biodegradável, descritos na tabela 6.1.

Tabela 6.1: Parâmetros cinéticos para a degradação da matéria orgânica biodegradável, em sistema de aeração artificial.

	Misto	Areia	Pedrisco	Brita 01
Concentração Adicionada [mgDBO.L-1]	131.6	44.3	159.7	681.8
Relação RDBO por DBO [mgRDBO.mgDBO-1]	0.2622	0.2192	0.2474	0.2588
Oxigênio Consumido [mgOD.L-1]	34.5	9.7	39.5	176.4
Coeficiente de Decaimento Endógeno [h-1]	-0.0017	-0.0020	-0.0017	0.0002
Biomassa Heterótrofa Ativa [mgSSV.L-1]	1230.9	1702.5	1766.4	9814.0
Velocidade Máxima de Remoção [mgDBO.L-1.h-1]	26.18	25.80	12.55	20.50
Constante de Meia Velocidade [mgDBO.L-1.h-1]	13.09	12.90	6.28	10.25
Velocidade Máxima de Remoção [mgDBO.h-1]	196.32	116.12	96.65	168.13
Constante de Meia Velocidade [mgDBO.h-1]	98.16	58.06	48.33	84.06
Vazão de Recirculação [L.h-1]	15.0	15.0	15.0	15.0
Área do Reator [m ²]	0.0201	0.0201	0.0201	0.0201
Volume do Reator [L]	15.5	15.5	15.5	15.5
Volume de Efluente [L]	7.5	4.5	7.7	8.2
Capacidade Hidráulica [m ³ efluente.m-3filtro]	0.4844	0.2907	0.4974	0.5297
Tempo de Detenção de Cada Ciclo [min]	28.96	17.2879	29.7173	32.7612
Tempo de Detenção Degradação [h]	9.967	5.0000	29.7200	86.7000
Velocidade Média de Remoção [mgDBO.h-1]	13.201	8.850	5.375	7.864
Taxa de Aplicação Volumétrica [gDBO.m-3.dia-1]	153.488	61.734	64.159	99.966
Taxa de Aplicação Superficial [gDBO.m-2.dia-1]	118.186	47.535	49.403	76.974
Taxa de Aplicação Superficial [m ² .hab-1.dia-1]	0.457	1.136	1.093	0.702

Destaca-se desta tabela os resultados para a taxa de aplicação volumétrica, e a respectiva capacidade hidráulica das diferentes tipificações dos reatores. Onde se verifica que a maior taxa de aplicação volumétrica é no sistema com meio suporte misto, nota-se também menor capacidade hidráulica no sistema com areia como meio suporte, fato devido ao menor espaço de vazio, em contra partida possui maior área superficial do que os outros tipos de meio suporte estudados. Estas comparações podem ser melhor visualizadas nos gráficos 6.1 e 6.2.

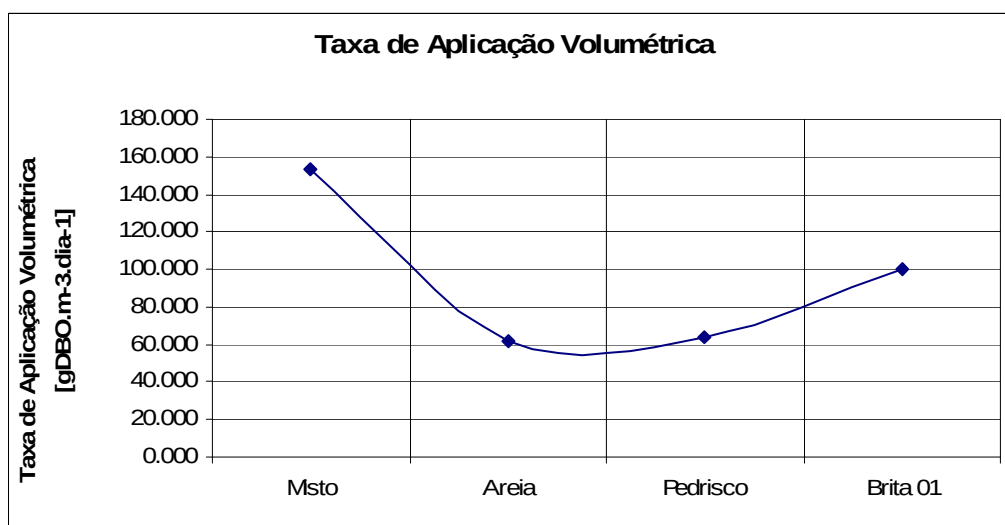


Gráfico 6.1: Taxa de Aplicação Volumétrica em DBO – Sistema com aeração artificial

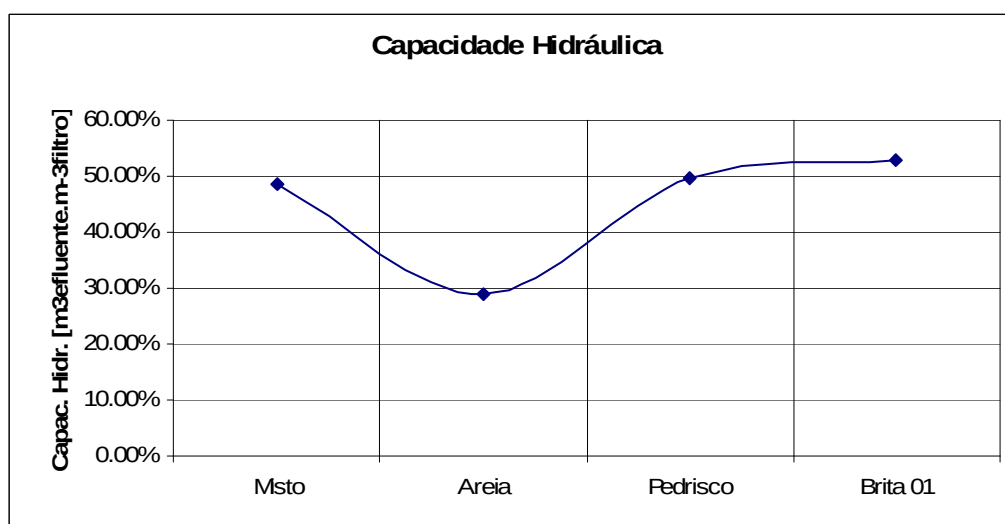


Gráfico 6.2: Capacidade Hidráulica – Sistema com aeração artificial

6.2 Aeração Artificial – Nitrificação

No sistema com aeração através de aeradores artificiais, obtiveram-se os parâmetros cinéticos para a nitrificação, descritos na tabela 6.2.

Tabela 6.2: Parâmetros cinéticos para a nitrificação, em sistema de aeração artificial.

	Misto	Areia	Pedrisco	Brita 01
Concentração Adicionada [mgNH ₄ .L-1]	27.7	11.9	6.2	4.4
Relação OD por NH ₄ [mgOD.mgNH ₄ -1]	3.2268	9.9370	3.4867	3.9504
Oxigênio Consumido [mgOD.L-1]	89.5	118.7	21.7	17.3
Coeficiente de Decaimento Endógeno [h-1]	-0.0046	-0.0019	-0.0011	-0.0250
Biomassa Heterótrofa Ativa [mgSSV.L-1]	722.70	2006.53	2081.91	89.81
Velocidade Máxima de Remoção [mgNH ₄ .L-1.h-1]	1.72	0.72	0.61	1.35
Constante de Meia Velocidade [mgNH ₄ .L-1.h-1]	0.86	0.36	0.30	0.68
Velocidade Máxima de Remoção [mgNH ₄ .h-1]	12.88	3.26	4.69	11.09
Constante de Meia Velocidade [mgNH ₄ .h-1]	6.44	1.63	2.35	5.55
Vazão de Recirculação [L.h-1]	15.0	15.0	15.0	15.0
Área do Reator [m ²]	0.0201	0.0201	0.0201	0.0201
Volume do Reator [L]	15.4818	15.4818	15.4818	15.4818
Volume de Efluente [L]	7.5	4.5	7.7	8.2
Capacidade Hidráulica [m ³ efluente.m-3filtro]	0.4844	0.2907	0.4974	0.5297
Tempo de Detenção de Cada Ciclo [min]	28.96	17.2879	29.7173	32.7612
Tempo de Detenção Degradação [h]	32.000	28.0000	30.0000	9.8000
Velocidade Média de Remoção [mgNH ₄ .h-1]	0.867	0.427	0.207	0.447
Taxa de Aplicação Volumétrica [gNH ₄ .m-3.dia-1]	10.079	2.978	2.475	5.686
Taxa de Aplicação Superficial [gNH ₄ .m-2.dia-1]	7.761	2.293	1.906	4.378

Destaca-se desta tabela os resultados para a taxa de aplicação volumétrica, e a respectiva capacidade hidráulica das diferentes tipificações dos reatores. Onde se verifica que a maior taxa de aplicação volumétrica é no sistema com meio suporte misto, nota-se também menor capacidade hidráulica no sistema com areia como meio suporte, fato devido ao menor espaço de vazio, em contra partida possui maior área superficial do que os outros tipos de meio suporte estudados. Estas comparações podem ser melhor visualizadas nos gráficos 6.3 e 6.4.

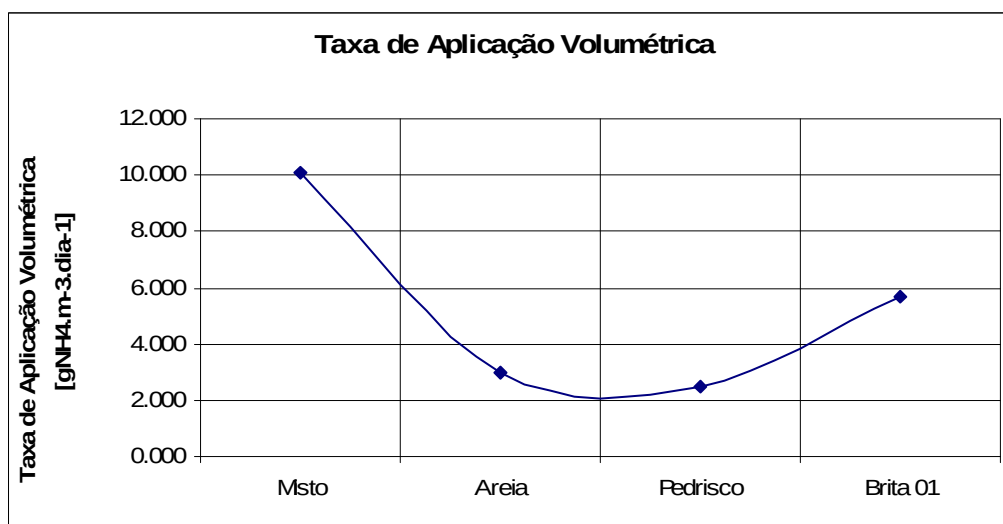


Gráfico 6.3: Taxa de Aplicação Volumétrica em NH₄ – Sistema com aeração artificial

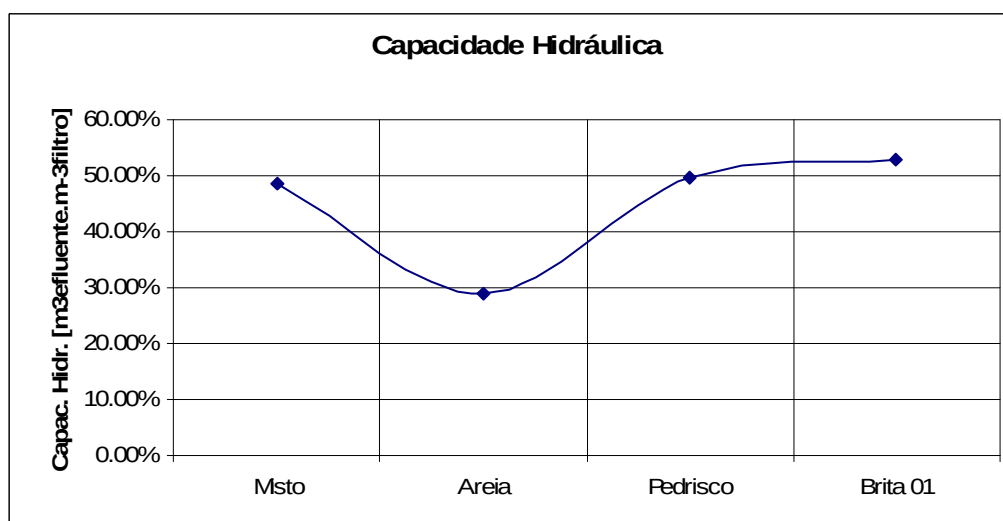


Gráfico 6.4: Capacidade Hidráulica – Sistema com aeração artificial

6.3 Aeração Artificial – Tratamento de esgoto sanitário

Com a alimentação do reator pelo esgoto doméstico, coletado no campus universitário da Universidade Estual Paulista em Bauru, obteve-se 97,60% de eficiência média na redução da DBO para o sistema aerado por difusores de ar. Este resultado está ilustrado no gráfico 6.5.

EFICIÊNCIA GLOBAL NA REMOÇÃO DA DBO

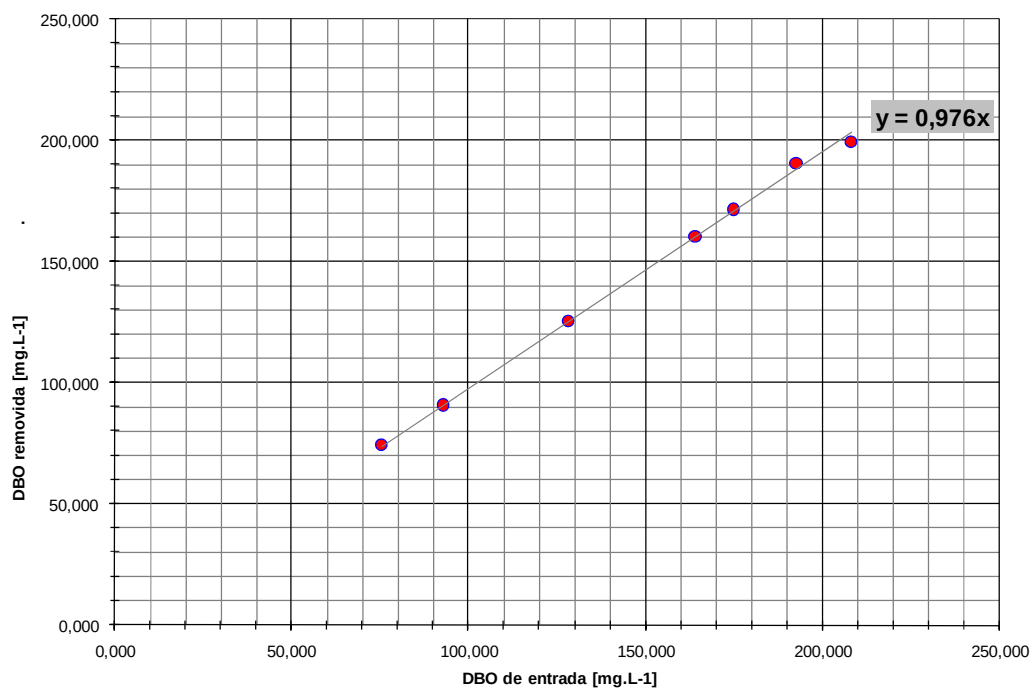


Gráfico 6.5: Eficiência na redução da DBO em sistemas de aeração artificial

Enquanto a eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal para este mesmo sistema foi de 98,1% como ilustrado no gráfico 6.6.

EFICIÊNCIA GLOBAL NA REMOÇÃO DE NH₃

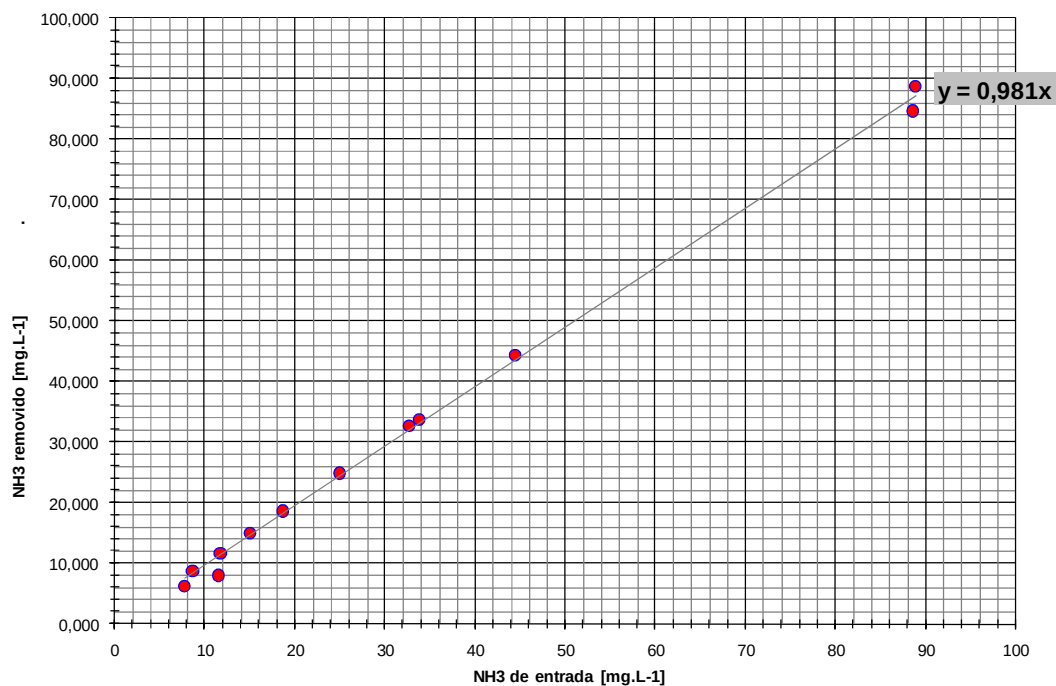


Gráfico 6.6: Eficiência na Remoção de NH₃ em sistemas de aeração artificial

6.4 Aeração Natural – Degradação da Matéria Orgânica Biodegradável

No sistema com aeração natural, obtiveram-se os parâmetros cinéticos para a remoção da matéria orgânica biodegradável, descritos na tabela 6.3

Tabela 6.3: Parâmetros cinéticos para a degradação da matéria orgânica biodegradável, em sistema de aeração natural.

	Misto	Areia	Pedrisco	Brita 01
Concentração Adicionada [mgDBO.L-1]	909.1	131.6	243.9	476.2
Relação RDBO por DBO [mgRDBO.mgDBO-1]	0.2685	0.2923	0.2856	0.2285
Oxigênio Consumido [mgOD.L-1]	244.1	38.5	69.7	108.8
Coeficiente de Decaimento Endógeno [h-1]	-0.0018	-0.0013	-0.0079	-0.0098
Biomassa Heterótrofa Ativa [mgSSV.L-1]	2994.28	1655.23	636.01	923.21
Velocidade Máxima de Remoção [mgDBO.L-1.h-1]	147.83	12.89	95.48	85.33
Constante de Meia Velocidade [mgDBO.L-1.h-1]	73.91	6.44	47.74	42.66
Velocidade Máxima de Remoção [mgDBO.h-1]	591.31	32.22	381.90	341.30
Constante de Meia Velocidade [mgDBO.h-1]	295.66	16.11	190.95	170.65
Vazão de Recirculação [L.h-1]	15.0	15.0	15.0	15.0
Área do Reator [m2]	0.0201	0.0201	0.0201	0.0201
Volume do Reator [L]	15.5	15.5	15.5	15.5
Volume de Efluente [L]	4.0	2.5	4.0	4.0
Capacidade Hidráulica [m3efluente.m-3filtro]	0.2584	0.1615	0.2584	0.2584
Tempo de Detenção de Cada Ciclo [min]	3.87	6.19	3.87	3.87
Tempo de Detenção Degradação [h]	59.700	23.4830	31.5500	22.7500
Velocidade Média de Remoção [mgDBO.h-1]	15.228	5.603	7.731	20.931
Taxa de Aplicação Volumétrica [gDBO.m-3.dia-1]	94.424	21.715	47.937	129.793
Taxa de Aplicação Superficial [gDBO.m-2.dia-1]	72.707	16.721	36.911	99.940
Taxa de Aplicação Superficial [m2.hab-1.dia-1]	0.743	3.230	1.463	0.540
Aeração Máxima [mgOD.L-1]	7.000	6.000	7.000	7.000

Destaca-se desta tabela os resultados para a taxa de aplicação volumétrica, e a respectiva capacidade hidráulica das diferentes tipificações dos reatores. Onde se verifica que a maior taxa de aplicação volumétrica é no sistema com meio suporte de brita 01, nota-se também menor capacidade hidráulica no sistema com areia como meio suporte, fato devido ao menor espaço de vazio, em contra partida possui maior área superficial do que os outros tipos de meio suporte estudados. Estas comparações podem ser melhor visualizadas nos gráficos 6.7 e 6.8.

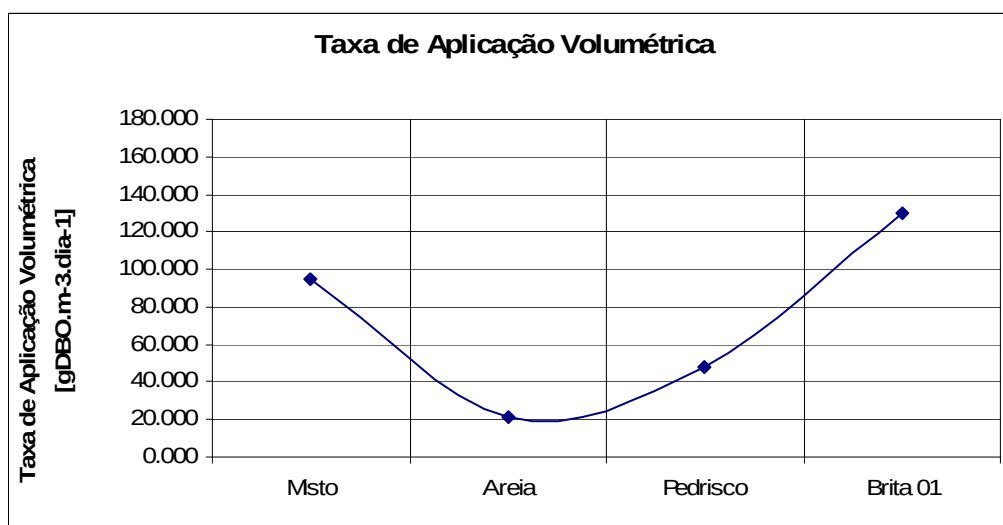


Gráfico 6.7: Taxa de Aplicação Volumétrica em DBO – Sistema com aeração natural

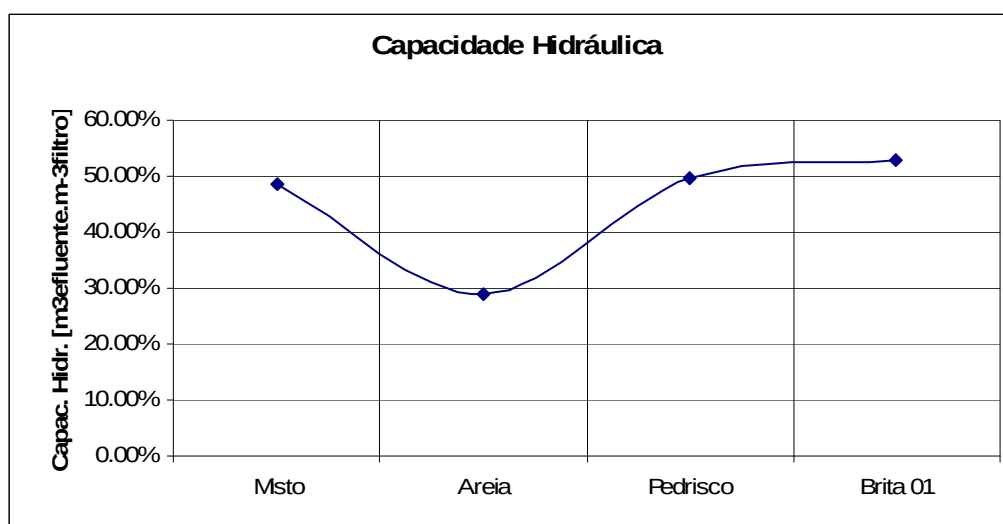


Gráfico 6.8: Capacidade Hidráulica – Sistema com aeração natural

6.5 Aeração Natural – Nitrificação

No sistema com aeração através de aeração natural, obtiveram-se os parâmetros cinéticos para a nitrificação, descritos na tabela 6.4.

Tabela 6.4: Parâmetros cinéticos para a nitrificação, em sistema de aeração natural.

	Misto	Areia	Pedrisco	Brita 01
Concentração Adicionada [mgNH ₄ .L-1]	98.65	28.23	29.70	29.70
Relação OD por NH ₄ [mgOD.mgNH ₄ -1]	4.7489	4.9707	4.9847	4.6742
Oxigênio Consumido [mgOD.L-1]	468.5	140.3	148.1	138.8
Coeficiente de Decaimento Endógeno [h-1]	-0.0014	-0.0013	-0.0003	-0.0030
Biomassa Heterótrofa Ativa [mgSSV.L-1]	7094.93	1829.38	4537.67	3507.00
Velocidade Máxima de Remoção [mgNH ₄ .L-1.h-1]	3.17	1.52	2.51	3.18
Constante de Meia Velocidade [mgNH ₄ .L-1.h-1]	1.59	0.76	1.25	1.59
Velocidade Máxima de Remoção [mgNH ₄ .h-1]	12.69	3.79	10.03	12.71
Constante de Meia Velocidade [mgNH ₄ .h-1]	6.34	1.89	5.02	6.36
Vazão de Recirculação [L.h-1]	15.0	15.0	15.0	15.0
Área do Reator [m ²]	0.0201	0.0201	0.0201	0.0201
Volume do Reator [L]	15.4818	15.4818	15.4818	15.4818
Volume de Efluente [L]	4.0	2.5	4.0	4.0
Capacidade Hidráulica [m ³ efluente.m-3filtro]	0.2584	0.1615	0.2584	0.2584
Tempo de Detenção de Cada Ciclo [min]	28.96	17.2879	29.7173	32.7612
Tempo de Detenção Degradação [h]	60.0000	80.0000	93.0000	38.0000
Velocidade Média de Remoção [mgNH ₄ .h-1]	1.644	0.353	0.319	0.782
Taxa de Aplicação Volumétrica [gNH ₄ .m-3.dia-1]	10.195	1.368	1.980	4.847
Taxa de Aplicação Superficial [gNH ₄ .m-2.dia-1]	7.850	1.053	1.525	3.732

Destaca-se desta tabela os resultados para a taxa de aplicação volumétrica, e a

respectiva capacidade hidráulica das diferentes tipificações dos reatores. Onde se verifica que a maior taxa de aplicação volumétrica é no sistema com meio suporte misto, nota-se também menor capacidade hidráulica no sistema com areia como meio suporte, fato devido ao menor espaço de vazio, em contra partida possui maior área superficial do que os outros tipos de meio suporte estudados. Estas comparações podem ser melhor visualizadas nos gráficos 6.9 e 6.10.

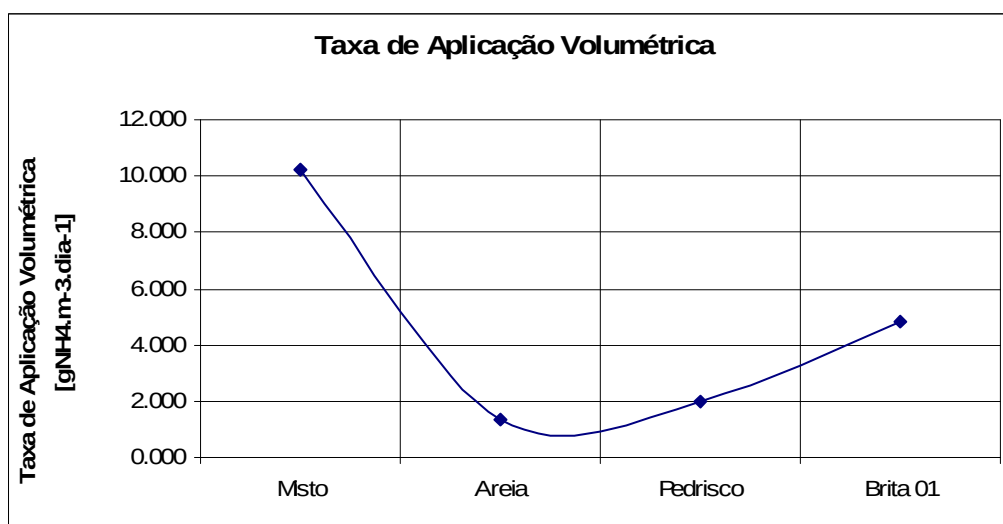


Gráfico 6.9: Taxa de Aplicação Volumétrica em NH₄ – Sistema com aeração artificial

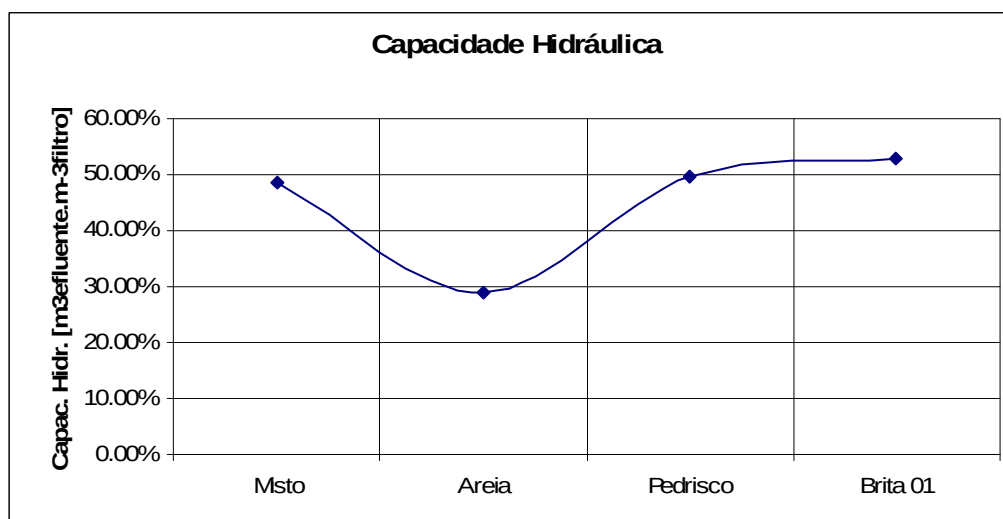


Gráfico 6.10: Capacidade Hidráulica – Sistema com aeração artificial

6.6 Aeração Natural – Tratamento de esgoto sanitário

Com a alimentação do reator pelo esgoto doméstico, coletado no campus universitário da Universidade Estadual Paulista em Bauru, obteve-se 97,70% de eficiência média na redução da DBO para o sistema aerado por difusores de ar. Este resultado está ilustrado no gráfico 6.11.

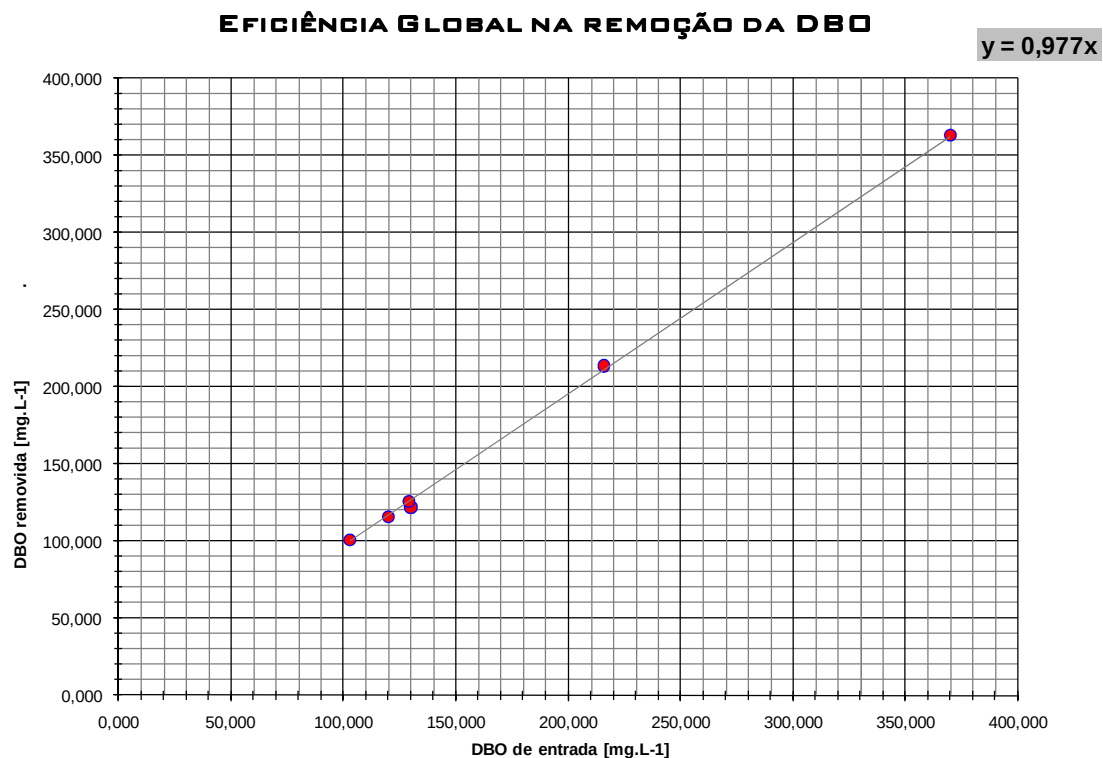


Gráfico 6.11: Eficiência na redução da DBO em sistemas de aeração artificial

Enquanto a eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal para este mesmo sistema foi de 98,60% como ilustrado no gráfico 6.6.

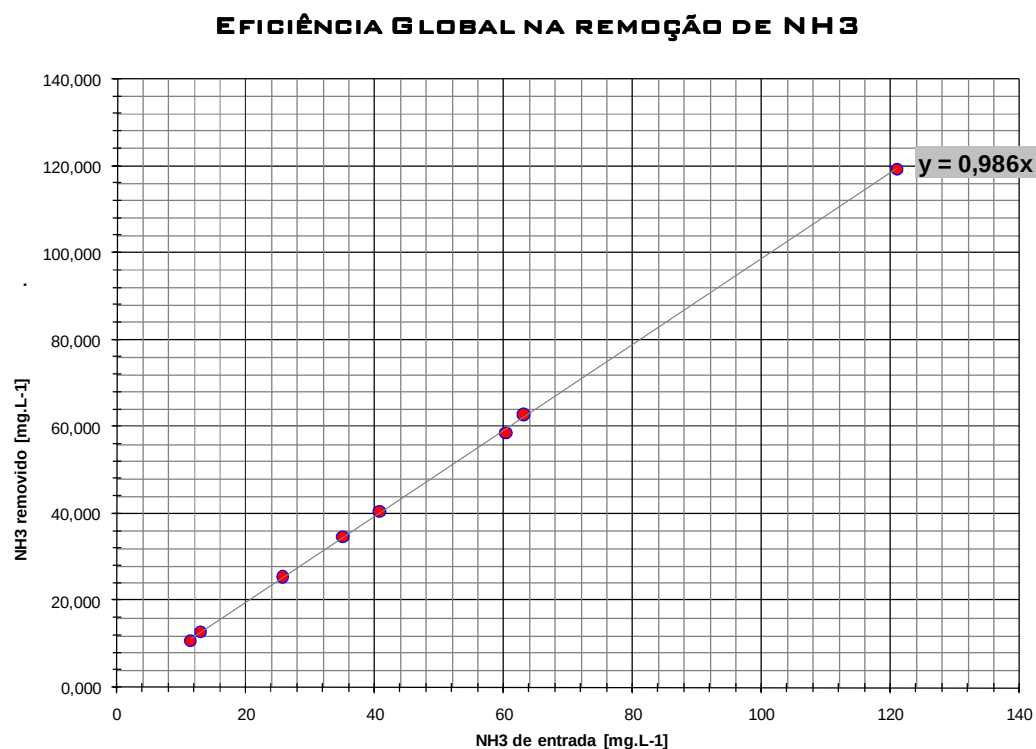


Gráfico 6.6: Eficiência na Remoção de NH₃ em sistemas de aeração artificial

7. Conclusões

Da presente pesquisa pode-se concluir que para os sistemas onde o meio-suporte é o pedrisco ou brita têm-se uma eficiência significativa, porém deve-se atentar ao fato de que grande parte dos microorganismos depuradores estão fluidizados no meio, com pouca parcela aderida ao meio-suporte devido a sua baixa área superficial, o que implicaria na necessidade de um sistema de decantação secundário, ou outro sistema de aprisionamento e retorno dos microorganismos ao reator. Esta situação é observada pelos gráficos contidos no anexo 2, em que para estes meio suportes a aceleração da velocidade inicial é baixa quando se comparada à areia e ao sistema misto.

O reator preenchido apenas com areia não se mostrou tão eficiente quanto se esperava, pois apesar de sua grande área superficial, o volume de vazios é pequeno fazendo com que a capacidade hidráulica seja de 29% para o sistema com aeração artificial e de apenas 16 % para o sistema com aeração natural, enquanto a brita, o pedrisco e a tipificação mista possuem respectivamente 53%, 40% e 58% para sistemas de aeração artificial e 26% em ambos para o sistema de aeração natural.

O meio suporte misto apresentou ser mais vantajoso em relação aos outros meios-suportes na redução da DBO e no processo de nitrificação, o que pode ser explicado por este sistema ser composto por camadas tais como a areia, onde se tem área superficial alta, ou seja, grande quantidade de microorganismos aderidos; e outras camadas como pedrisco e brita onde se tem capacidade hidráulica maior, conseqüentemente maior carga aplicada.

Para todas as tipificações físicas e de aeração estudadas houve uma eficiência global praticamente igual em todos os casos, tanto na redução da DBO em média 98,0%, quanto na remoção de NH_3 em média 98,5%. Este fato deve-se ao Tempo de Detenção Hidráulica de todos os testes serem excessivo, haja visto que para a determinação dos parâmetros cinéticos é imprescindível o prolongamento do tempo na fase endógena.

As taxas de aplicação superficial per capita obtidas foram em média $0,9 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para sistemas com aeração artificial, e $1,5 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para sistemas onde a aeração ocorreu de maneira natural. Estes valores quando comparados aos apresentados por outros trabalhos é relativamente menor, fato que se deve à utilização de vazão de recirculação em sistemas de bateladas.

Durante o desenvolvimento da pesquisa, foram observadas diversas ramificações de grande valia para o desenvolvimento de sistema de wetlands. Sugere-se pesquisas com variações de níveis de água e vazão de recirculação para sistemas com aeração natural, de forma a se obter o ponto de maior viabilidade técnico-econômica. Da mesma forma é interessante estudar em sistemas de aeração artificial, variações na vazão de recirculação, e em processos contínuos com parte da vazão recirculando no sistema, principalmente quando utilizados como meio-suporte o pedrisco e a brita, onde se tem perda da biomassa ativa por esta não estar totalmente aderida ao meio.

REFERÊNCIAS

ANDREOTTOLA G.; FOLADORI P.; FERRAI M.; ZIGLIO G. **Respirometria applicata alla depurazione delle acque: principi e metodi**. Trento: Dipartimento di Ingegneria Civile ed Ambientale-Università degli Studi di Trento, 2002, p.37-148. (Collana scientifico-divulgativa Monographia, n. 3).

ALEM SOBRINHO, P.; FERREIRA FILHO, S. S. Considerações sobre o tratamento de dejetos líquidos gerados em estações de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 3, n. 3/4, p. 128-136, 1998.

BARBAGALLOS, S. et al. La fitodepurazione di acque reflue urbane per il riuso a scopo irriguo: un caso studio Siciliano. **Ingegneria Ambientale**, Milano, v.39, n.1 p. 34-40, 2003.

BAYLEY, S.E. The effect of natural hydroperiodic fluctuations on freshwater receiving added nutrients. In: GODFREY, P.J. et al (Ed.) **Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1985. p.180.

BRASIL, M. S., MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Eng. Sanit. Ambiental**, Rio de Janeiro, v.13, n.3, p. 323-328, 2008.

BREEN, P.F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. **Water research**. Oxford,v.24, n.6, p.689, 1990.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.). **Constructed wetlands for water quality improvement**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. p. 229-239

BRIX, H., SCHIERUP, H.H. The use of aquatic macrophytes in water pollution control. **Ambio**, India, v.18, n.1, p.100, 1989.

COOPER, P.F.; JOB, G.D.;GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRc Publications, 1996. p.206.

DINGES, R. Upgrading stabilization pond effluent by water hyacinth culture. **J. Water Pollut. Control Fed.**, Oxford, v.50, n.5, p.833, 1978.

- EIGHMY, T.T.; BISHOP, P.L. Distribution and rate of bacterial nitrifying populations in nitrogen removal in aquatic treatment systems. **Water Research, Boca Raton**, v.23, p.947, 1989.
- GERSBERG, R.M.; ELKINS, B.V; GOLDMAN, C.R. Nitrogen removal in artificial wetlands. **Water Research, Oxford**, v.17, n.9, p.1009, 1983.
- GERSBERG, R.M.; LYON, S.R.; BRENNER, R.; ELKINS, B.V. Fate of viruses in artificial wetlands. **Appl. Environ. Microbiol.**, Washington, v.53, n.4, p.731, 1987.
- GREEN, M.B. Experience with establishment and operation of reed bed treatment for small communities in the Uk. **Wetlands Ecology and Management**, Londres, v.4, n.3, p.147-158, 1997.
- JEDICKE, A.; FURCH, B.; SAINT-PAUL, U.; SCHLUTER, U.B. Increase in the oxygen concentration in amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) and *Pistia stratiotes* (Araceae). **Amazoni**, v.11, n.5, p.53, 1989.
- KELLY, J.R.; HARWELL, M.A. Comparisons of the processing of elements by ecosystems. I. Nutrients In: GODFREY, P.J. et al (Ed.). **Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1985. p.137.
- LANCE, J.C.; GERBA, C.P.; MELNICK, J.L. Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. **Appl. Environ. Microbiol.**, Washington, v.32, n.4, p.520, 1976.
- METCALF; E. **Wastewater Engineering** 4.ed., New York: Tata McGraw-Hill, 2003. p. 1137-1139
- MOORHEAD, K.K.; REDDY, K.R. Carbon and nitrogen transformations in wastewater during treatment with hydrocyle umbellate. **L. Aquat. Bot.**, Salem, v.37, n.1, p.153, 1990.
- PONNAMPERUMA, F.N. The chemistry of submerged soils. **Adv. Agron., Netherlands**, v.24, n.1, p.29, 1972.
- REDDY, K.R.; D'ANGELO, E.M.; DEBUSK, T.A. Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.19, n.3, p.261, 1989.
- REDDY, K.R.; DEBUSK, W.F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.14, n.2, p.459, 1985.

REDDY, K.R.; PATRICK JUNIOR, W.H., LINDAU, C.W. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. **Limnol. Oceanogr.**, Gainesville, v.34, n.6, p.1004, 1989b.

REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E.J.; CRITES, R.W. **Natural systems for waste management and treatment**. New York: McGraw-Hill, 1988. p. 178-186.

ZIGLIO G.; ANDREOTTOLA G.; FOLADORI P.; RAGAZZI M. Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. **Water Science and Technology**, Paris, v.43, n.11, p. 119-126, 2001.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. p. 123-152.

WATSON, J.T.; REED, S.C.; KADLEC, R.L.; KNIGHT, R.L.; WHITEHOUSE, A.E. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. **Inter Science**, v.12, n.2, p. 86-91

ANEXO 01 – GRANULOMETRIA DOS MEIOS-SUPORTES

Segue abaixo as curvas granulométricas dos quatro materiais utilizados como substrato (areia quartzosa, pedrisco e britas basáltica nº 1 e 2) e seu respectivo diâmetro efetivo (d_{10}), diâmetro médio (d_{50}) e coeficiente de uniformidade (C_u).

Os ensaios de granulometria foram realizados no Laboratório de Construção Civil, da Faculdade de Engenharia Civil de Bauru - UNESP.

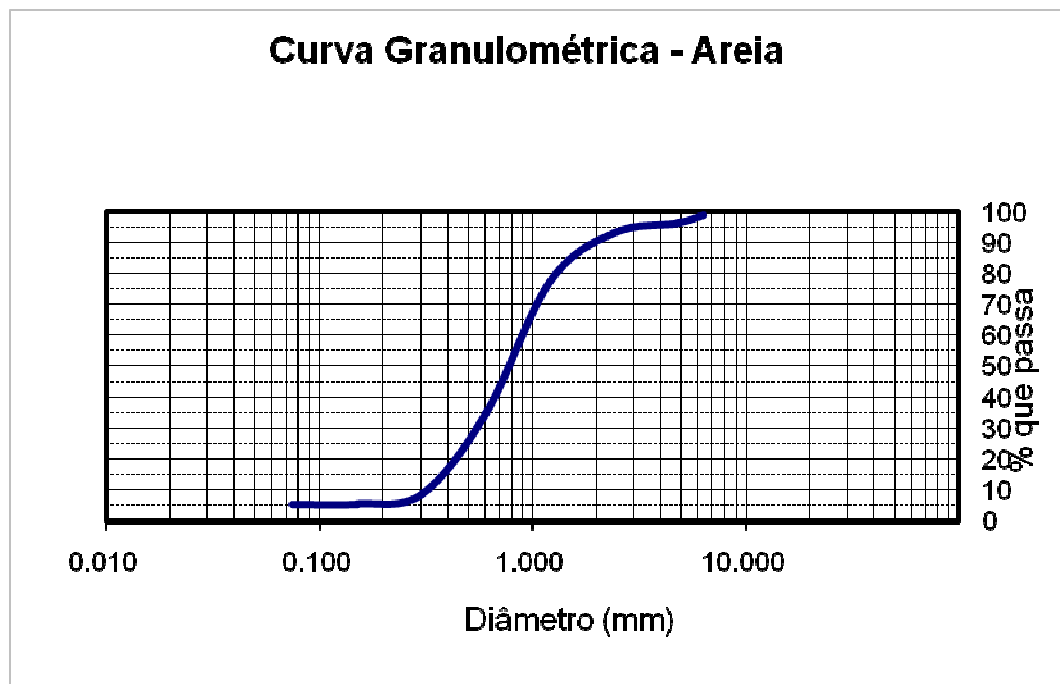


Gráfico 1: Curva Granulométrica da Areia Quartzosa.

Curva Granulométrica - Pedrisco

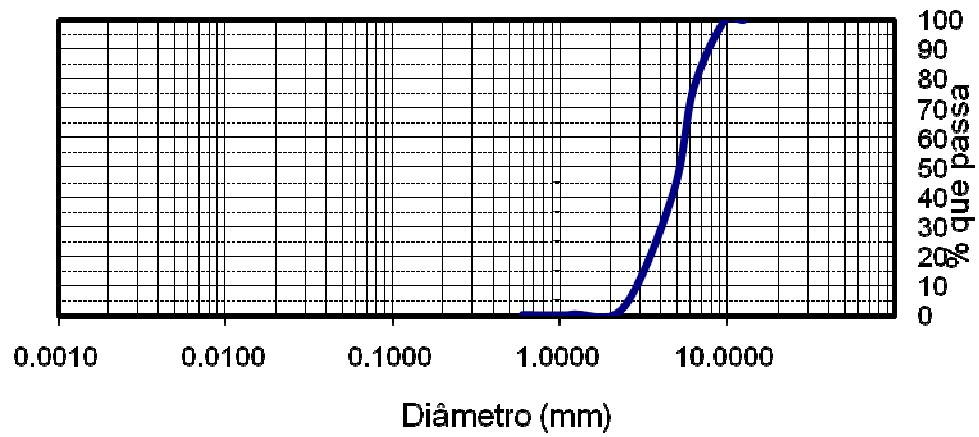


Gráfico 2: Curva Granulométrica da Brita nº 0 (Pedrisco).

Curva Granulométrica - Brita 1

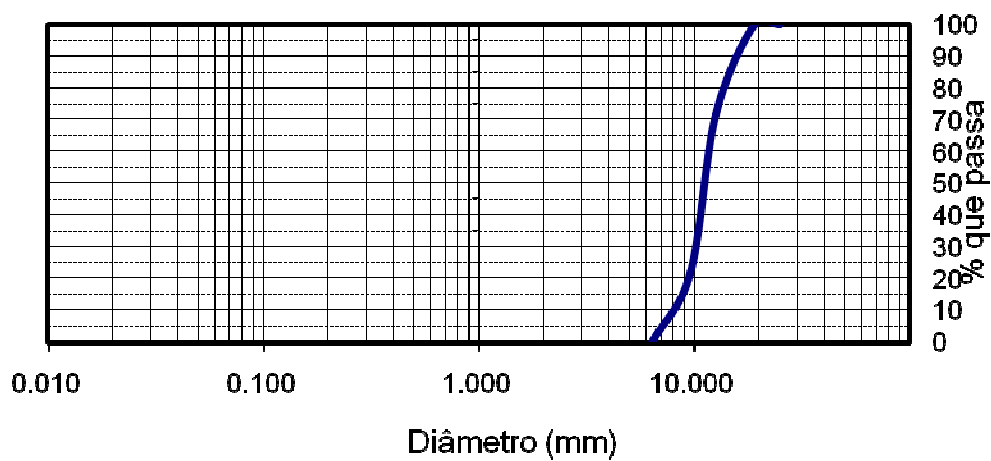


Gráfico 3: Curva Granulométrica da Brita nº 1.

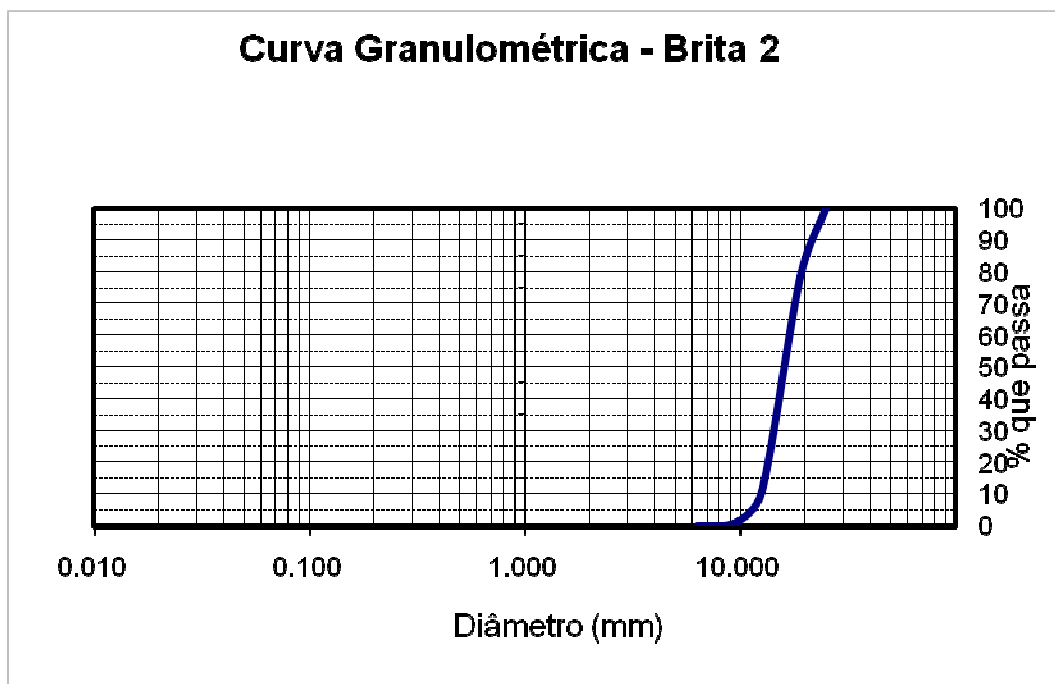


Gráfico 4: Curva Granulométrica da Brita nº 2.

A tabela a seguir apresenta os parâmetros de caracterização, segundo os gráficos 1, 2, 3 e 4 para os materiais utilizados como substratos:

PARÂMETROS PERTINENTES A GRANULOMETRIA (mm)				
	D ₁₀	D ₅₀	D ₆₀	Cu
AREIA	0,3	0,8	0,9	2,8
PEDRISCO	2,9	5,2	5,5	1,9
BRITA nº 1	8,0	11,5	12,0	1,5
BRITA nº 2	13,0	16,5	18,0	1,4

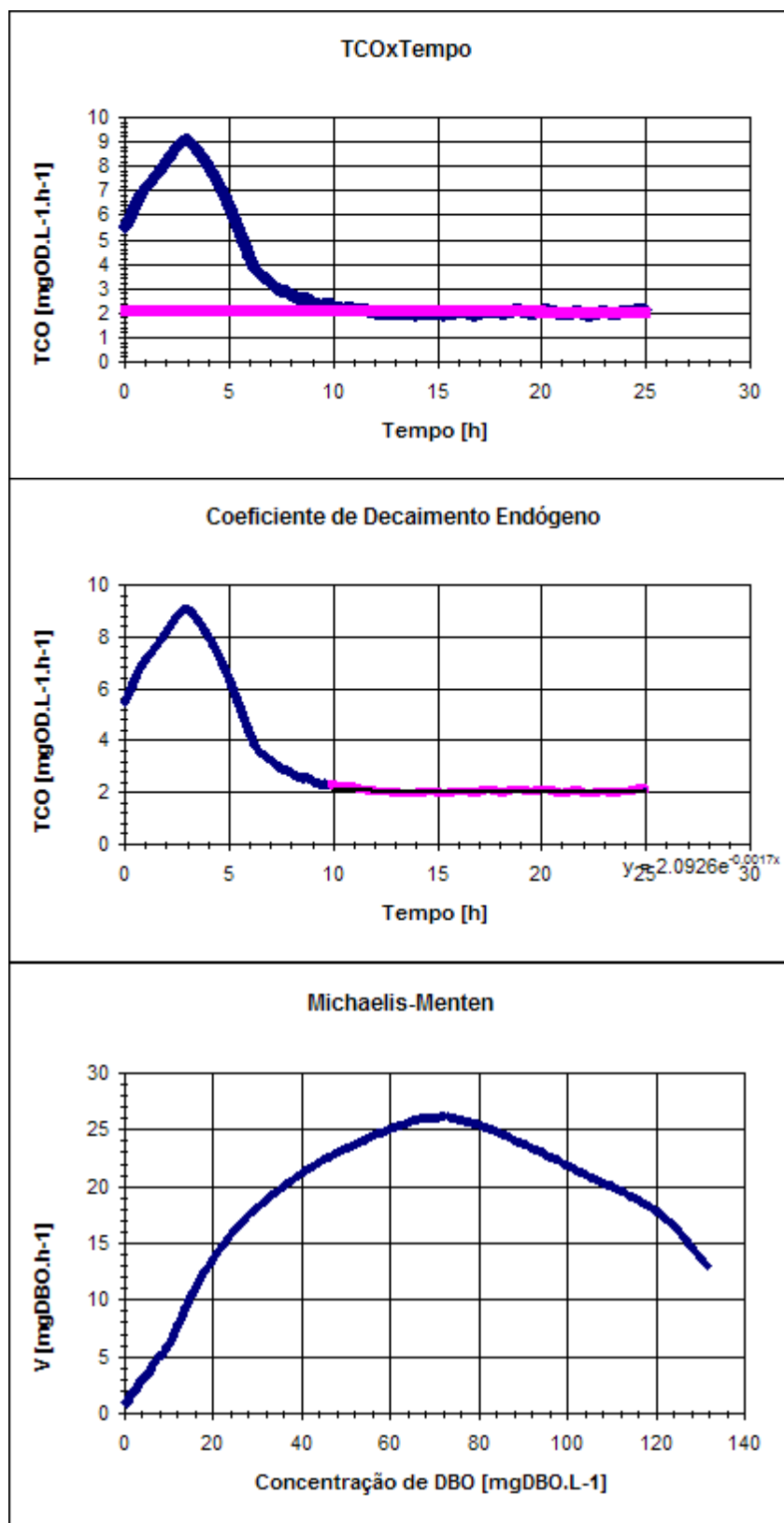
Sendo:

$$Cu = D_{60}/D_{10}$$

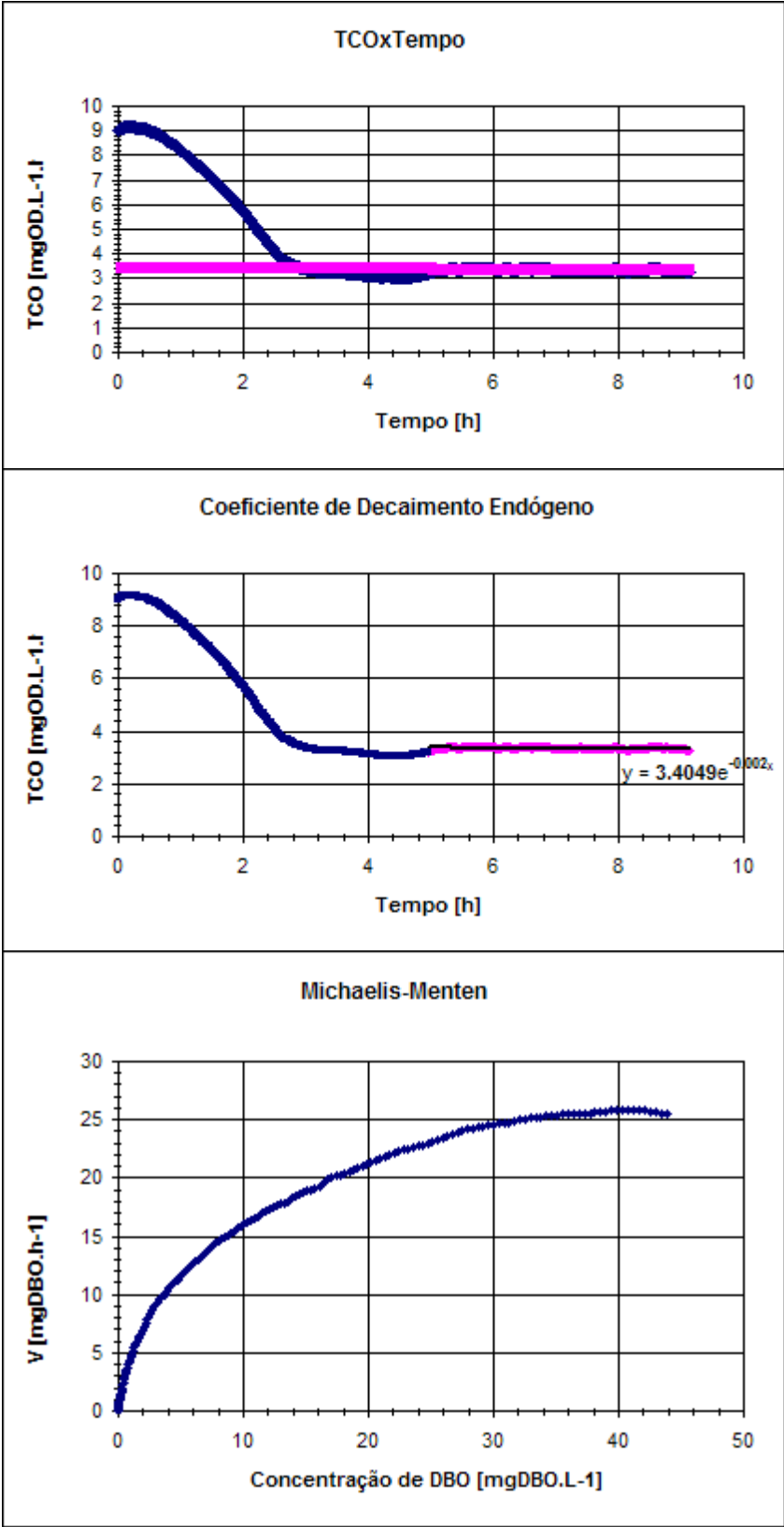
ANEXO 02 – CURVAS DE DEGRADAÇÃO – MÉTODO RESPIROMÉTRICO

Segue abaixo os gráficos que serviram de base para o cálculo das tabelas 6.1, 6.2, 6.3 e 6.4 deste trabalho:

I – Aeração Artificial – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte misto



II – Aeração Artificial – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte areia



Concentração Adicionada

So = 44.25 mgDBO/L
Y = 0.219 mgRDBO/mgDBO

Oxigênio Consumido

CO = 9.69958 mgOD/L

Coeficiente de Decaimento Endógeno

bH = -0.0020 h-1

Biomassa Heterótrofa Ativa

Xh,o = 1702.45 mgSSV.L-1

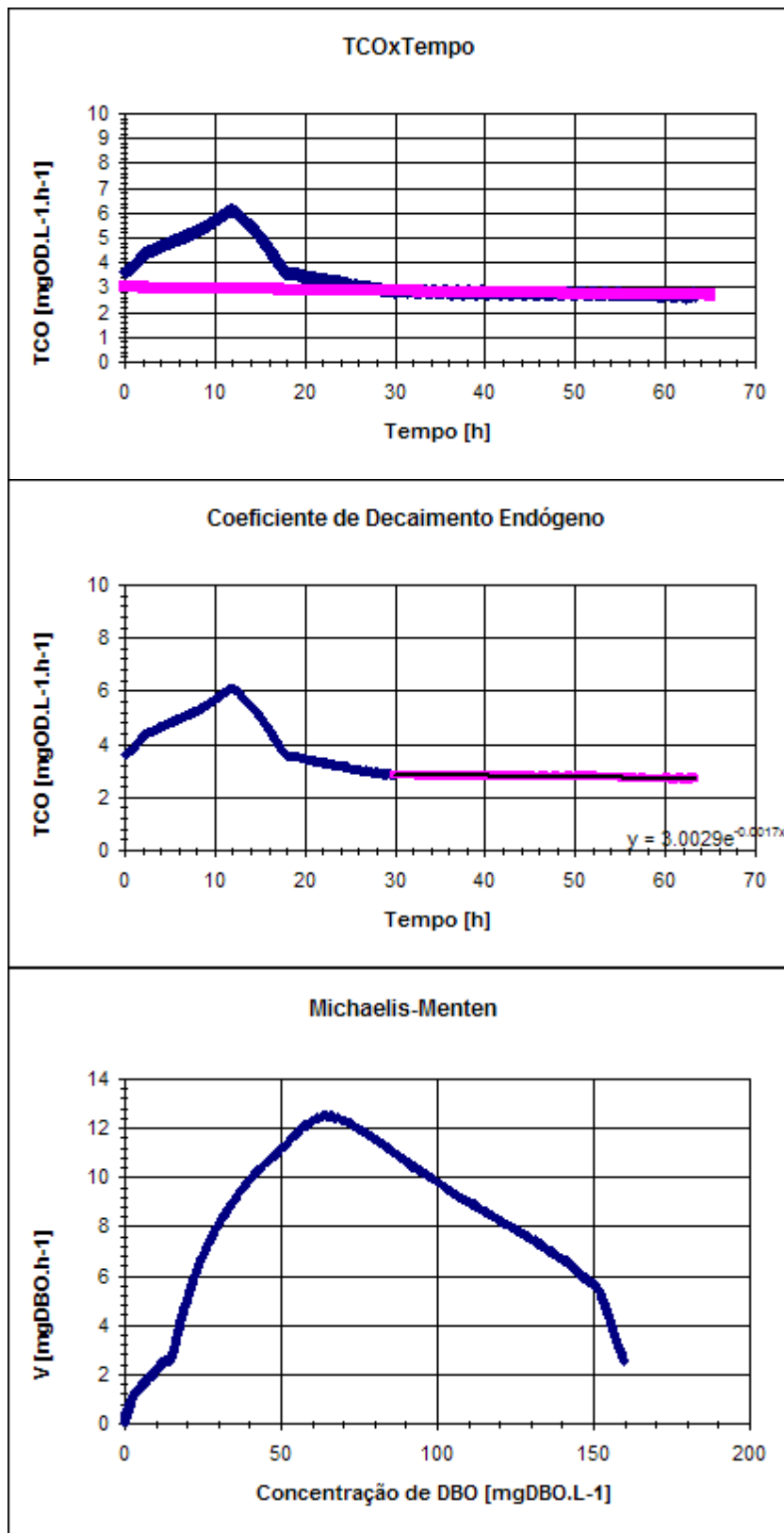
Velocidade Máxima de Remoção

Vmax = 25.80 mgDBO.L-1.h-1

Constante de Meia Velocidade

V1/2 = 12.90 mgDBO.L-1.h-1

III – Aeração Artificial – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte pedrisco



Concentração Adicionada

$S_o = 159.74 \text{ mgDBO/L}$
 $Y = 0.247 \text{ mgRDBO/mgDBO}$

Oxigênio Consumido

$CO = 39.5176 \text{ mgOD/L}$

Coeficiente de Decaimento Endógeno

$bH = -0.0017 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 1766.41 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

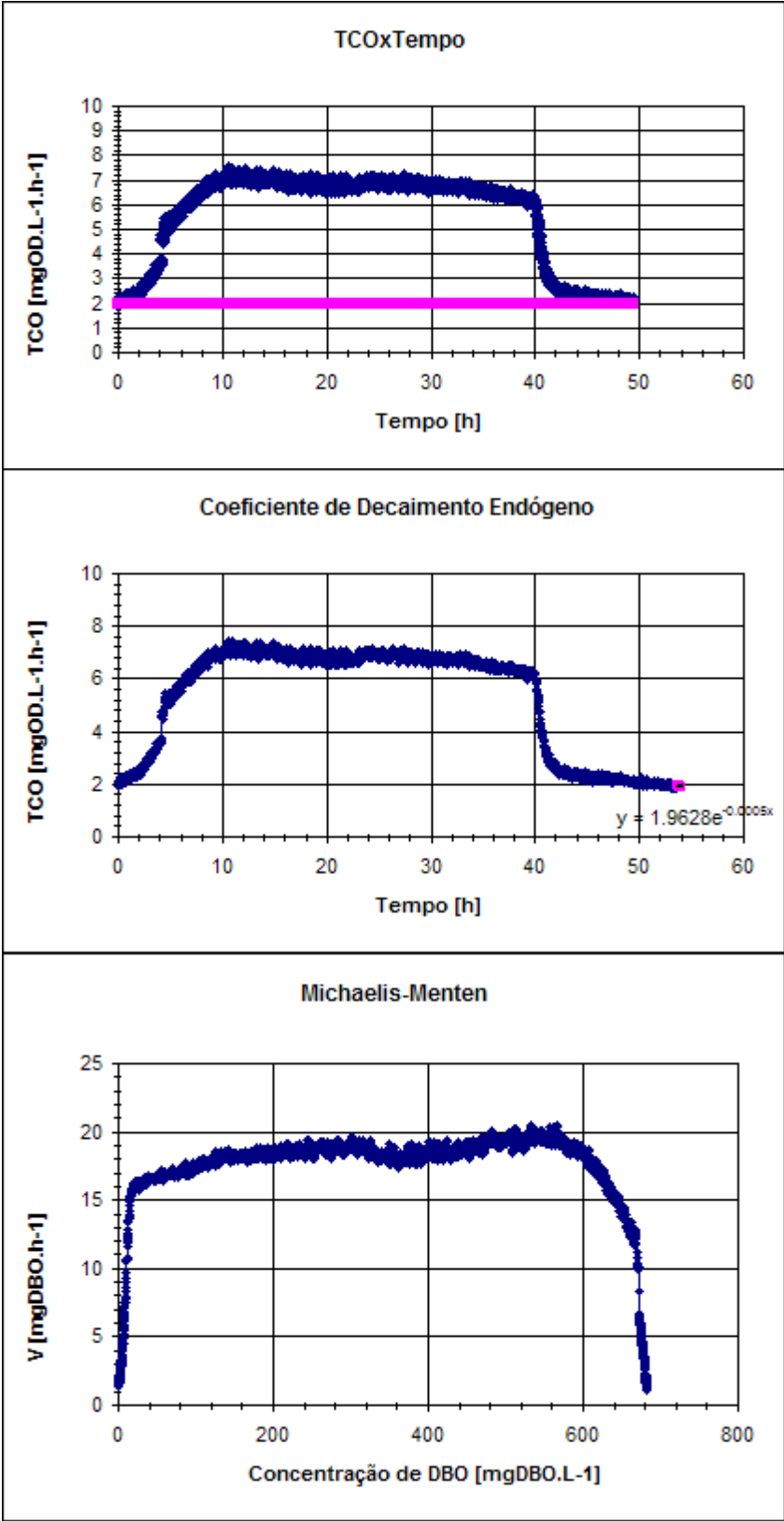
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 12.55 \text{ mgDBO.L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 6.28 \text{ mgDBO.L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

IV – Aeração Artificial – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte Brita



Concentração Adicionada

$S_o = 681.82 \text{ mgDBO/L}$
 $Y = 0.259 \text{ mgRDBO/mgDBO}$

Oxigênio Consumido

$CO = 176.481 \text{ mgOD/L}$

Coeficiente de Decaimento Endógeno

$bH = 0.0002 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 9814.00 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

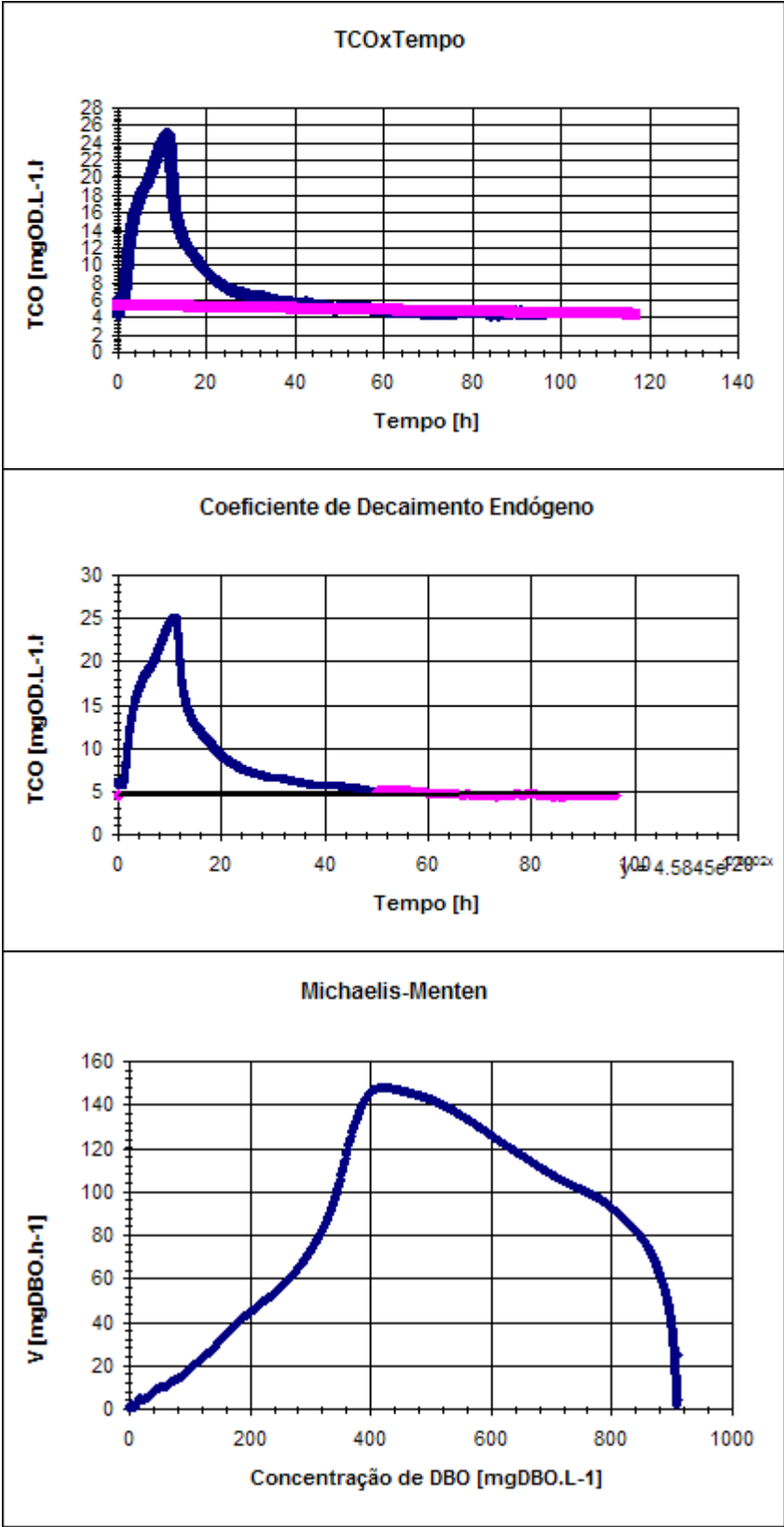
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 20.50 \text{ mgDBO.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 10.25 \text{ mgDBO.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$

V – Aeração Natural – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte misto



Concentração Adicionada

$S_o = 909.09 \text{ mgDBO/L}$
 $Y = 0.269 \text{ mgRDBO/mgDBO}$

Oxigênio Consumido

$CO = 244.121 \text{ mgOD/L}$

Coeficiente de Decaimento Endógeno

$bH = -0.0018 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 2994.28 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

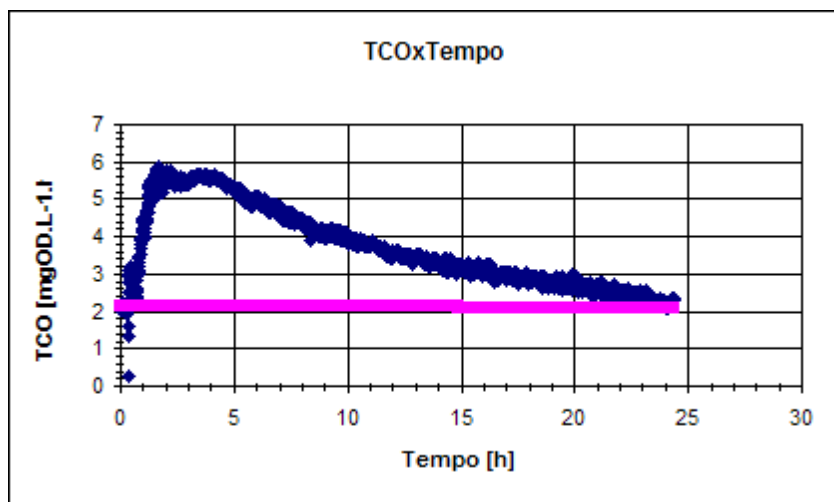
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 147.83 \text{ mgDBO.L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 73.91 \text{ mgDBO.L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

VI – Aeração Natural – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte areia

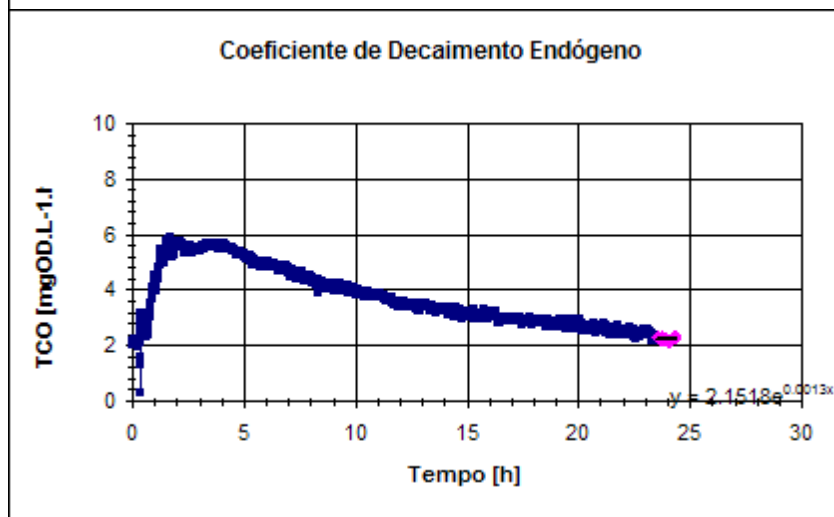


Concentração Adicionada

$S_o = 131.58 \text{ mgDBO/L}$
 $Y = 0.292 \text{ mgRDBO/mgDBO}$

Oxigênio Consumido

$CO = 38.4566 \text{ mgOD/L}$

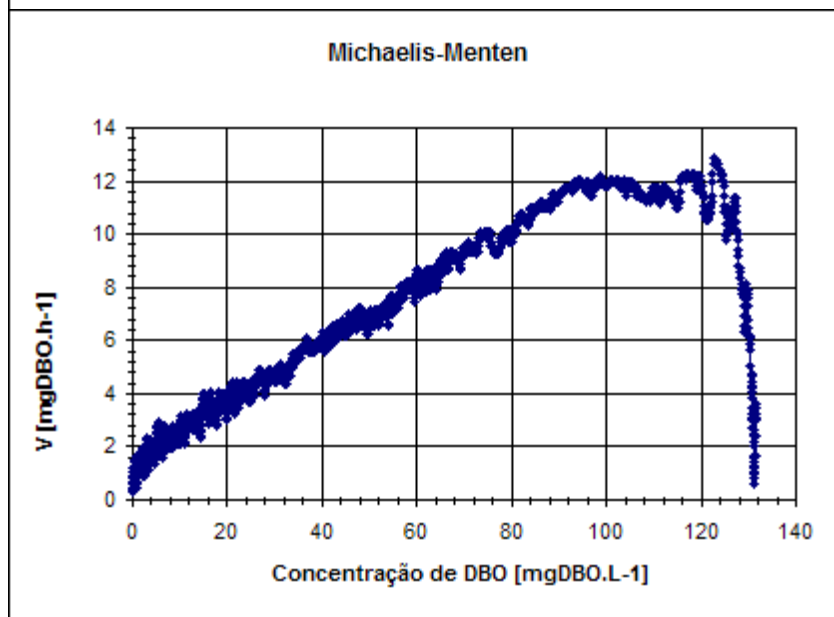


Coefficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0013 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 1655.23 \text{ mgSSV.L}^{-1}$



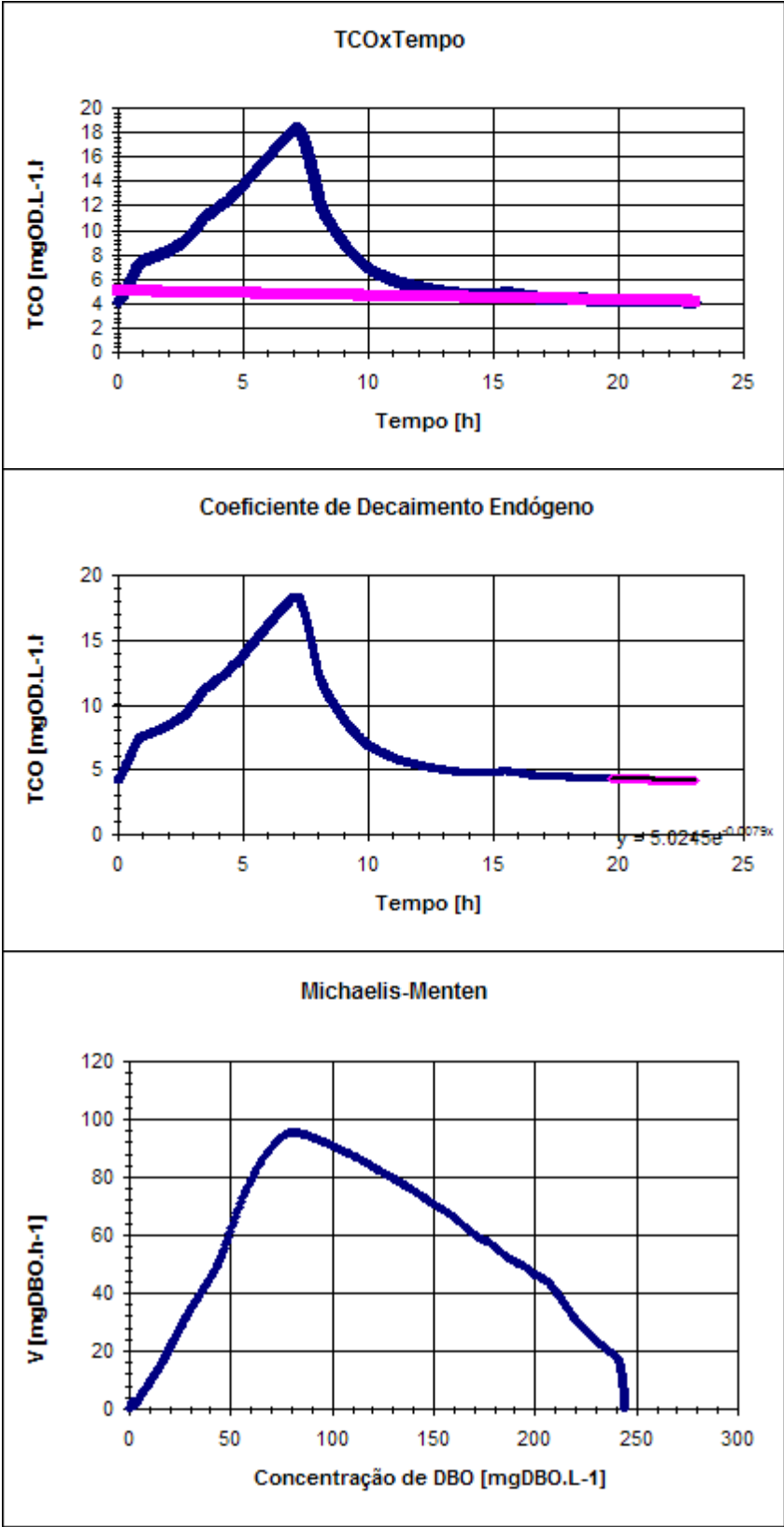
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 12.89 \text{ mgDBO.h}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 6.44 \text{ mgDBO.h}^{-1}$

VII – Aeração Natural – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte pedrisco



Concentração Adicionada

$S_o = 243.90 \text{ mgDBO/L}$
 $Y = 0.286 \text{ mgRDBO/mgDBO}$

Oxigênio Consumido

$CO = 69.6693 \text{ mgOD/L}$

Coeficiente de Decaimento Endógeno

$bH = -0.0079 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 636.01 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

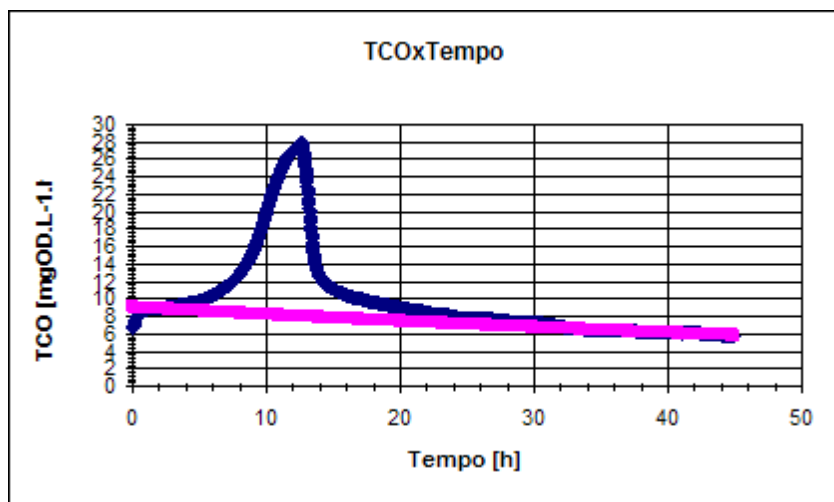
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 95.48 \text{ mgDBO.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 47.74 \text{ mgDBO.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$

VIII – Aeração Natural – Adição de Acetato de Sódio – Meio suporte Brita

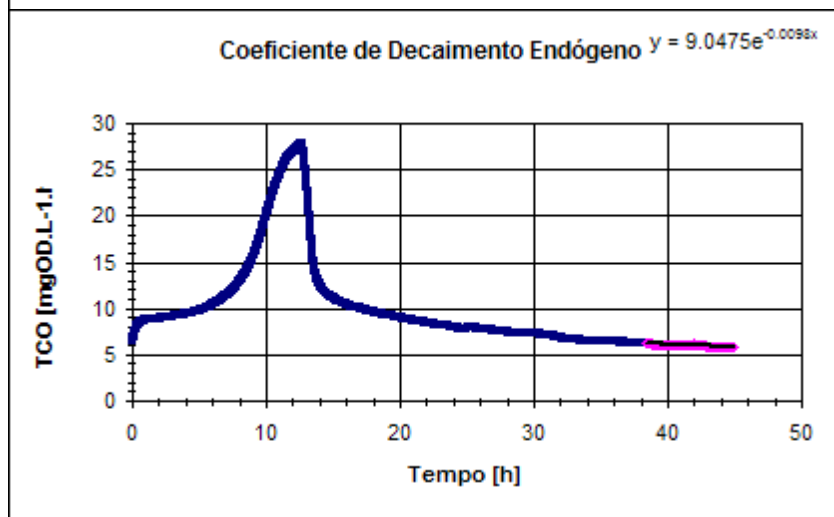


Concentração Adicionada

$S_o = 476.19 \text{ mgDBO/L}$
 $Y = 0.229 \text{ mgRDBO/mgDBO}$

Oxigênio Consumido

$CO = 108.81 \text{ mgOD/L}$

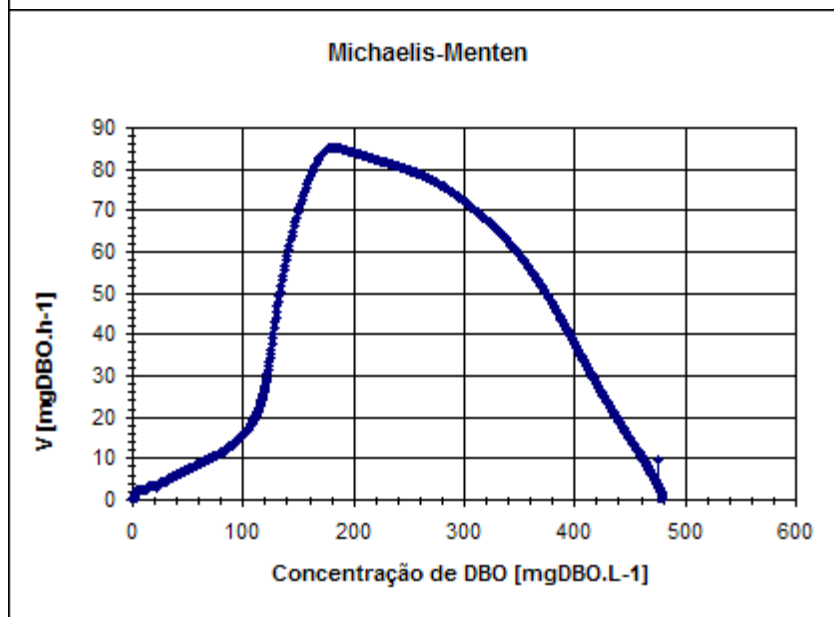


Coefficiente de Decaimento Endógeno

$bH = 0.0098 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 923.21 \text{ mgSSV.L-1}$



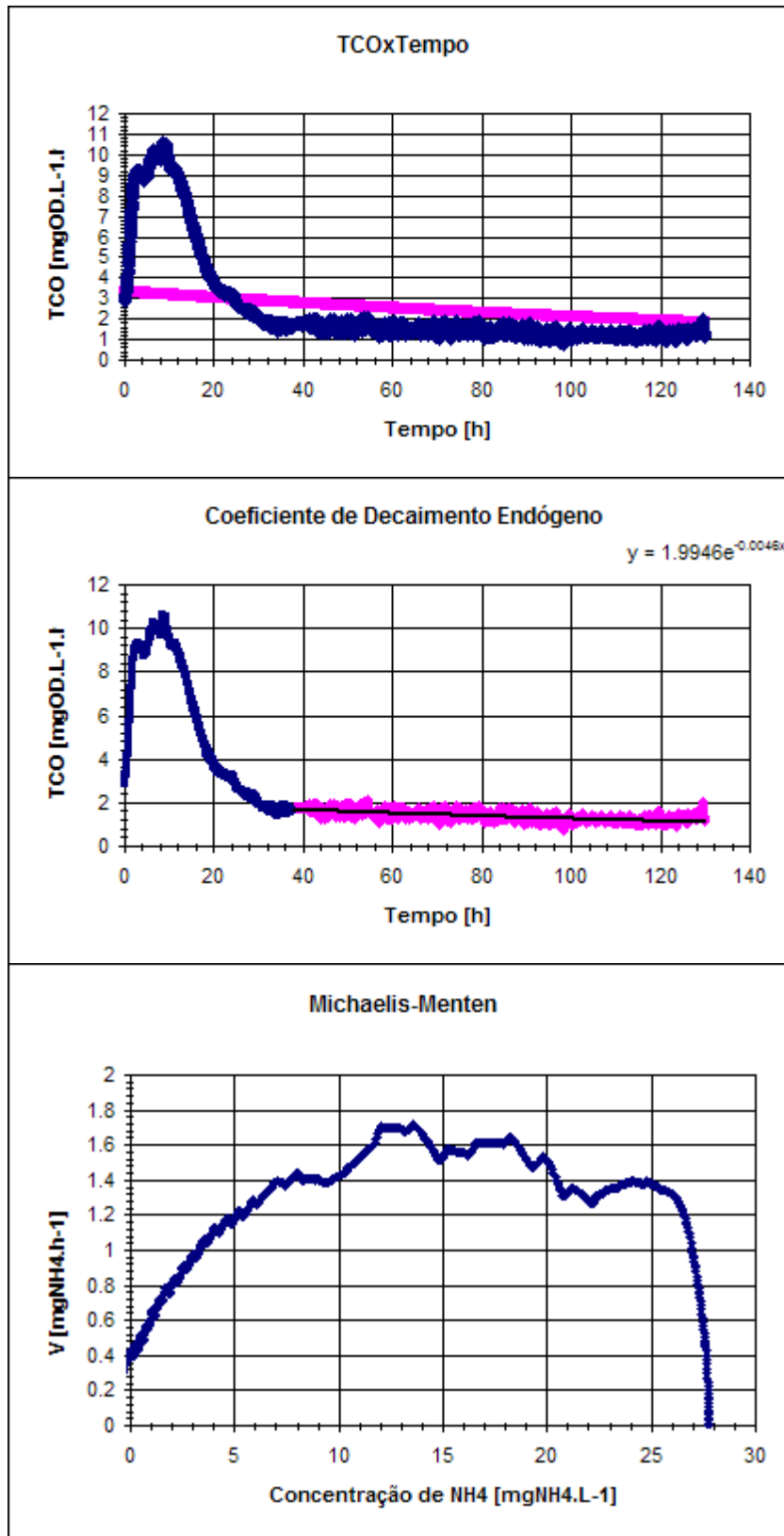
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 85.33 \text{ mgDBO.L-1.h-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 42.66 \text{ mgDBO.L-1.h-1}$

IX – Aeração Artificial – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte misto



Concentração Adicionada

$S_o = 27.74 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
 $Y = 3.227 \text{ mgOD/mgNH}_4$

Oxigênio Consumido

$CO = 89.5145 \text{ mgOD/L}$

Coefficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0046 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 722.70 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

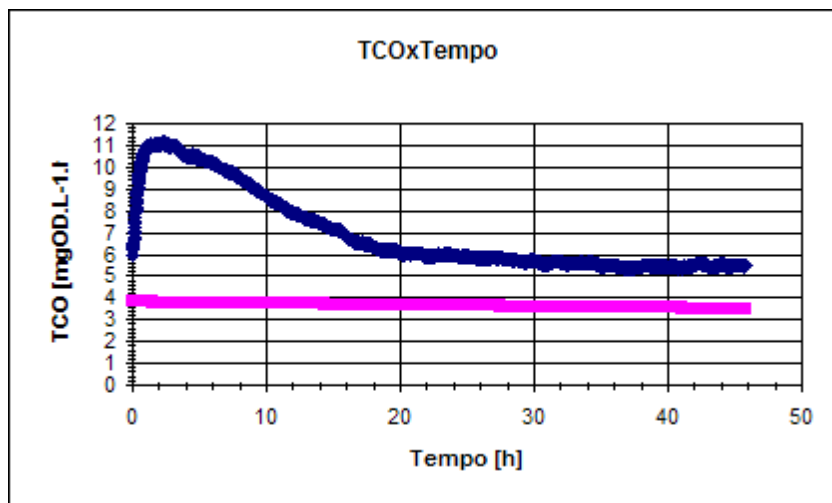
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 1.72 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 0.86 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

X – Aeração Artificial – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte areia

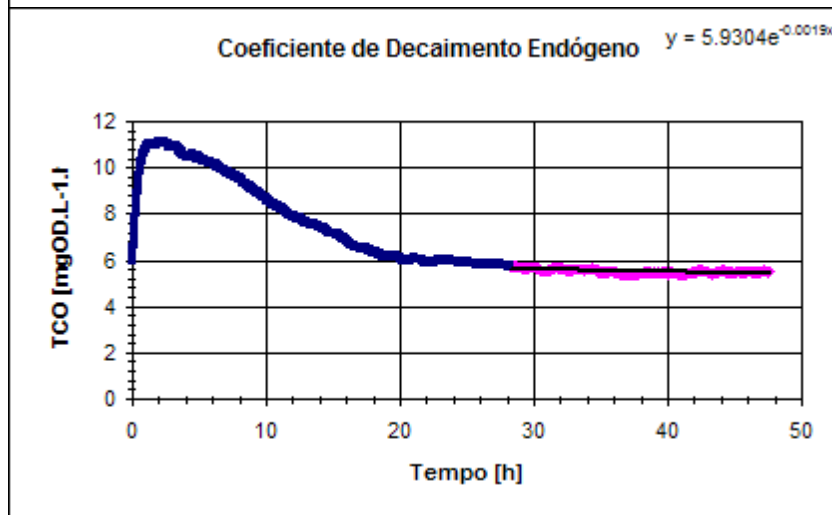


Concentração Adicionada

$S_o = 11.95 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
 $Y = 9.937 \text{ mgOD}/\text{mgNH}_4$

Oxigênio Consumido

$CO = 118.769 \text{ mgOD}/\text{L}$

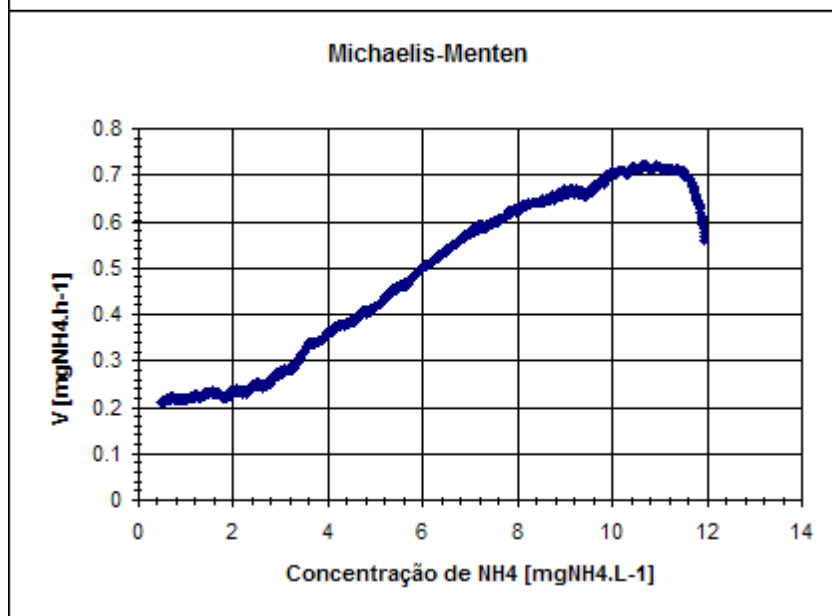


Coefficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0019 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 2006.53 \text{ mgSSV.L}^{-1}$



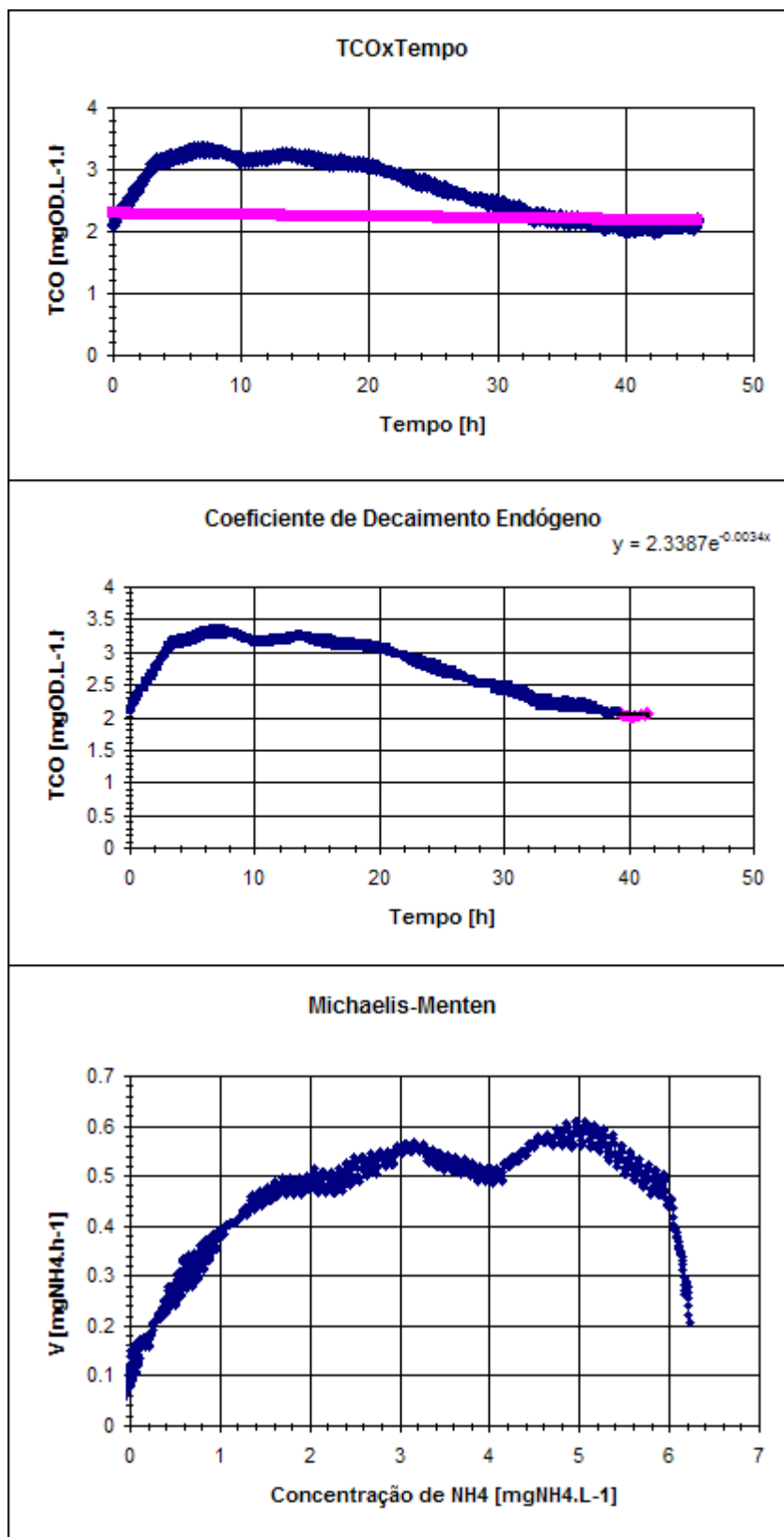
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 0.72 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 0.36 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

XI – Aeração Artificial – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte pedrisco



Concentração Adicionada

So = 6.22 mgNH4/L
Y = 3.487 mgOD/mgNH4

Oxigênio Consumido

CO = 21.6903 mgOD/L

Coeficiente de Decaimento Endógeno

bH = -0.0011 h-1

Biomassa Heterótrofa Ativa

Xh,o = 2081.91 mgSSV.L-1

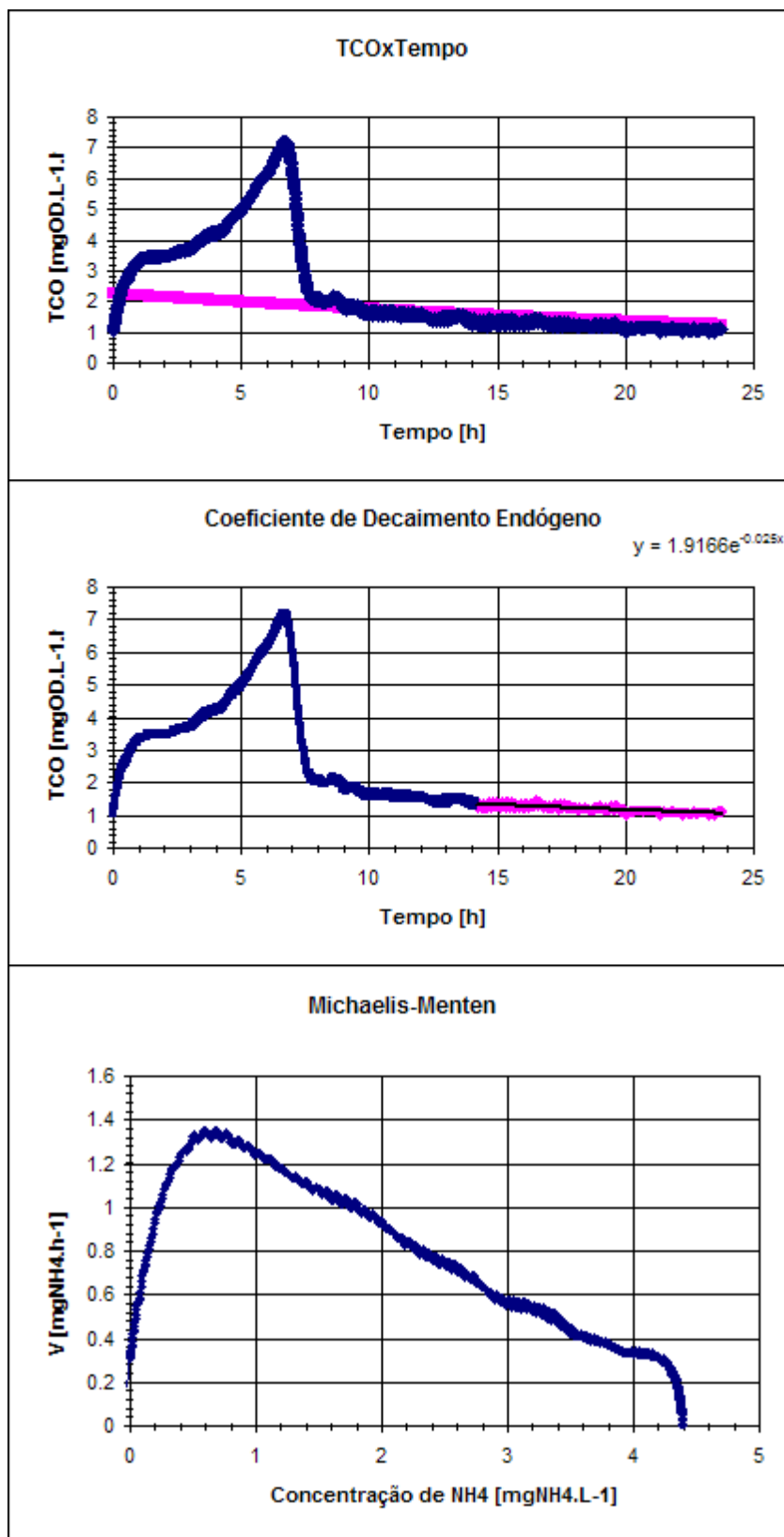
Velocidade Máxima de Remoção

Vmax = 0.61 mgNH4.L-1

Constante de Meia Velocidade

V1/2 = 0.30 mgNH4.L-1

XII – Aeração Artificial – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte brita



Concentração Adicionada

$S_o = 4.38 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
 $Y = 3.950 \text{ mgOD}/\text{mgNH}_4$

Oxigênio Consumido

$CO = 17.3177 \text{ mgOD}/\text{L}$

Coefficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0250 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 89.81 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

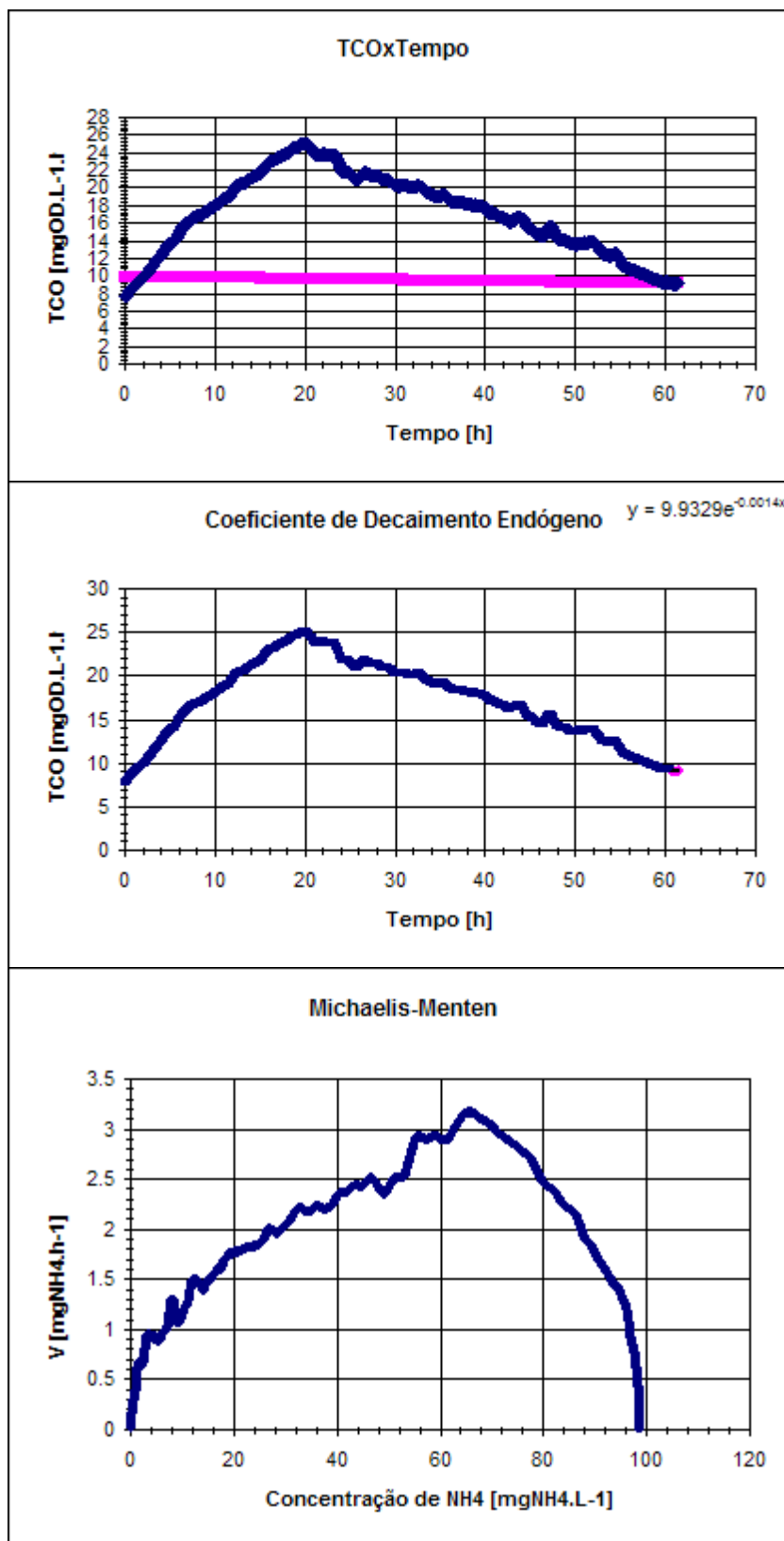
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 1.35 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 0.68 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

XIII – Aeração Natural – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte misto



Concentração Adicionada

$S_o = 98.65 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
 $Y = 4.749 \text{ mgOD}/\text{mgNH}_4$

Oxigênio Consumido

$CO = 468.458 \text{ mgOD}/\text{L}$

Coeficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0014 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 7094.93 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

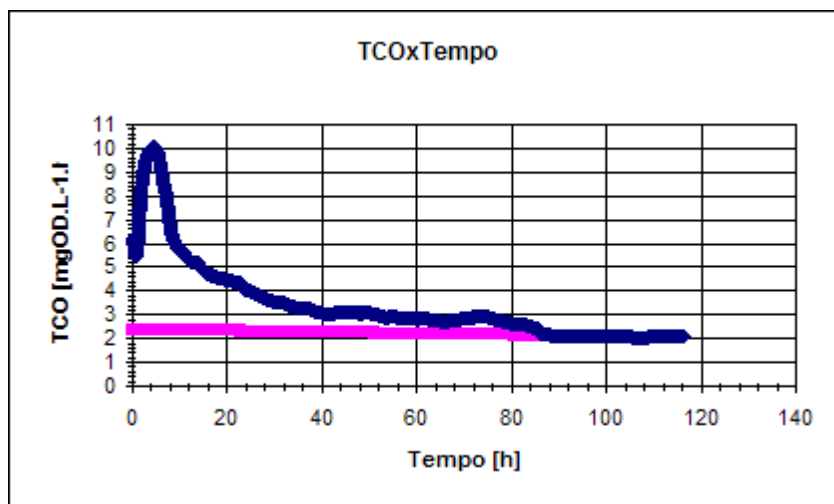
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 3.17 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 1.59 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

XIV – Aeração Natural – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte areia

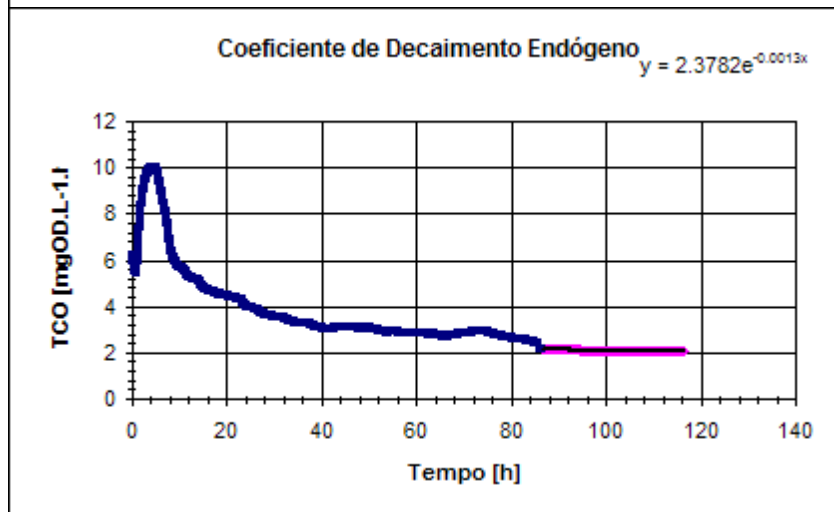


Concentração Adicionada

$S_o = 28.23 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
 $Y = 4.971 \text{ mgOD/mgNH}_4$

Oxigênio Consumido

$CO = 140.332 \text{ mgOD/L}$

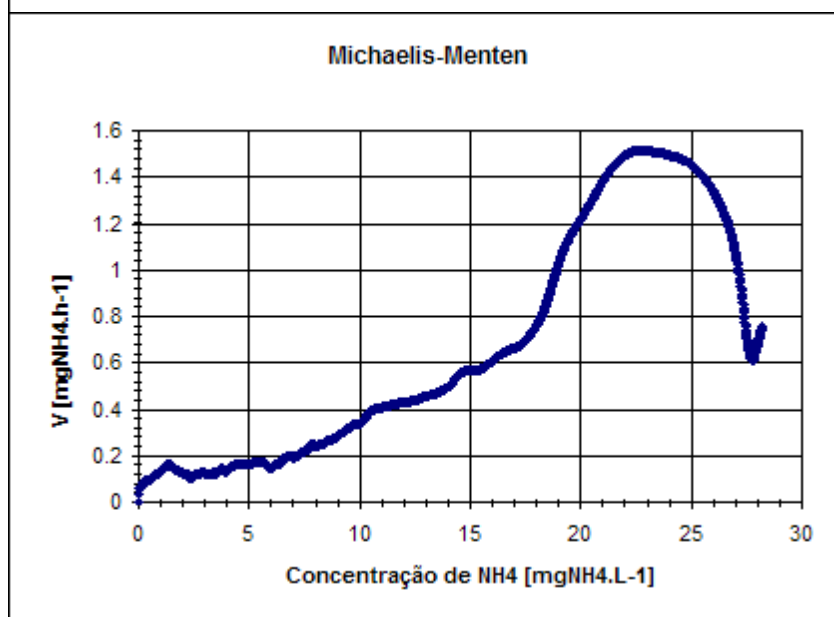


Coefficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0013 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 1829.38 \text{ mgSSV.L}^{-1}$



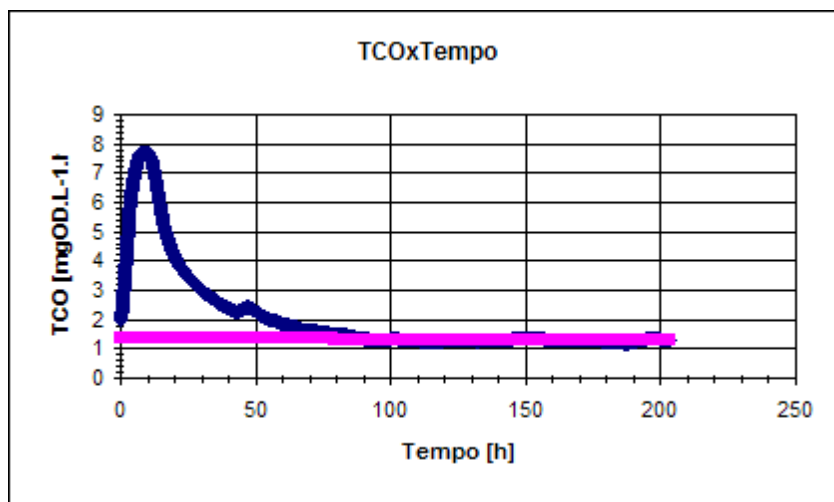
Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 1.52 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 0.76 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

XV – Aeração Natural – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte pedrisco

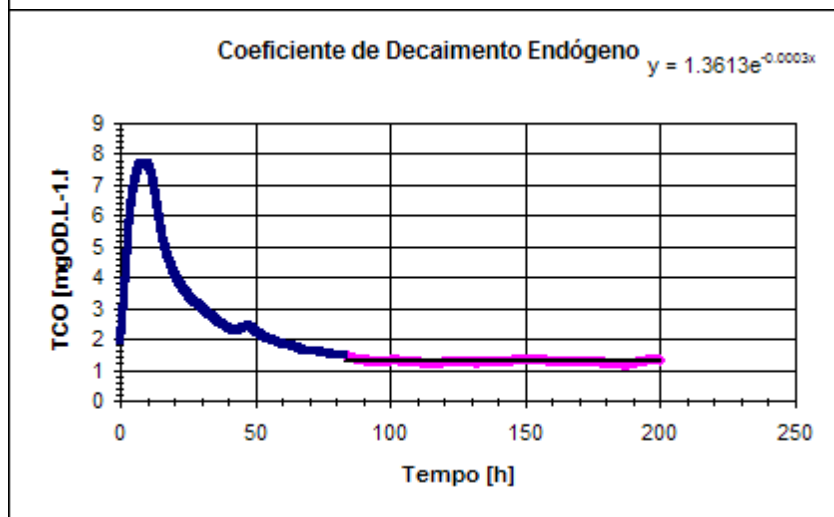


Concentração Adicionada

So = 29.70 mgNH₄/L
Y = 4.985 mgOD/mgNH₄

Oxigênio Consumido

CO = 148.06 mgOD/L

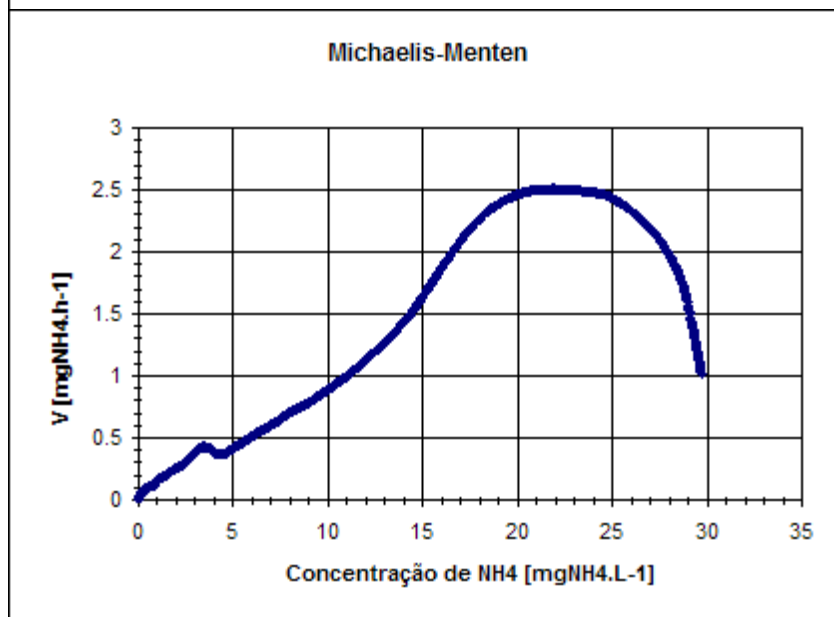


Coefficiente de Decaimento Endógeno

bH = -0.0003 h⁻¹

Biomassa Heterótrofa Ativa

Xh,o = 4537.67 mgSSV.L-1



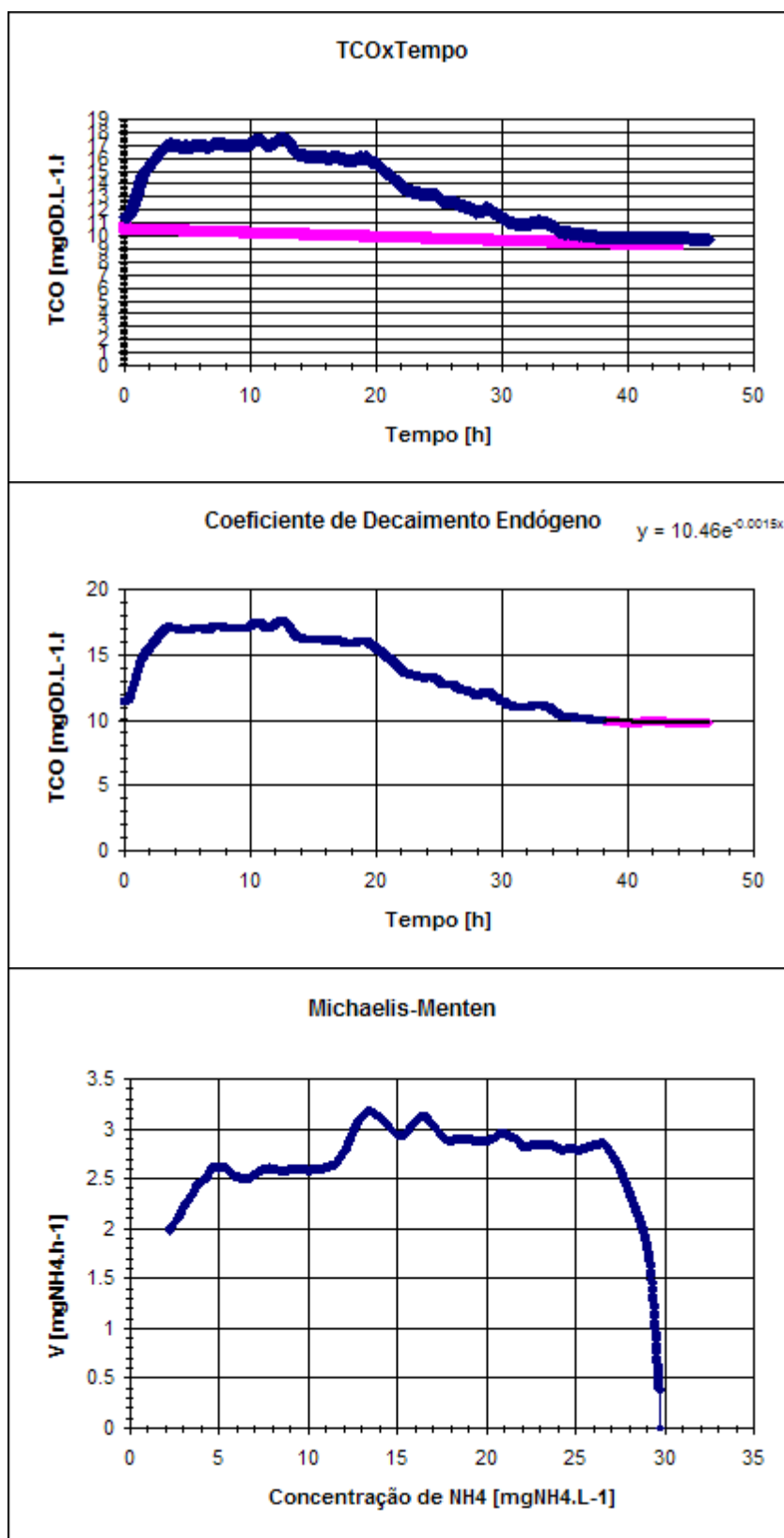
Velocidade Máxima de Remoção

Vmax = 2.51 mgNH₄.L-1

Constante de Meia Velocidade

V1/2 = 1.25 mgNH₄.L-1

XVI – Aeração Natural – Adição de Cloreto de Amônio – Meio suporte brita 1



Concentração Adicionada

$S_o = 29.70 \text{ mgNH}_4/\text{L}$
 $Y = 4.674 \text{ mgOD/mgNH}_4$

Oxigênio Consumido

$CO = 138.839 \text{ mgOD/L}$

Coefficiente de Decaimento Endógeno

$b_H = -0.0030 \text{ h}^{-1}$

Biomassa Heterótrofa Ativa

$X_{h,o} = 3507.00 \text{ mgSSV.L}^{-1}$

Velocidade Máxima de Remoção

$V_{max} = 3.18 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$

Constante de Meia Velocidade

$V_{1/2} = 1.59 \text{ mgNH}_4.\text{L}^{-1}$