



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA DE CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E
ENGENHARIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA**

**CARACTERIZAÇÃO DA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE UM
SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
EMPREGADO PARA PEQUENA COMUNIDADE, COMPOSTO
POR REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO SEGUIDO
DE *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

CRISÓSTOMO ANTÓNIO NHAMBIRRE

**Florianópolis
MARÇO/2016**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E
ENGENHARIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA**

CRISÓSTOMO ANTÓNIO NHAMBIRRE

**CARACTERIZAÇÃO DA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE UM
SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO
EMPREGADO PARA PEQUENA COMUNIDADE, COMPOSTO
POR REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO SEGUIDO
DE *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Moreira Soares
Co-orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

Florianópolis
MARÇO/2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Nhambirre, Crisóstomo Antônio

Caracterização da Remoção de Nutrientes de um Sistema de Tratamento de Esgoto Sanitário Empregado para Pequena Comunidade, Composto por Reator Anaeróbio Compartmentado Seguido de *Wetland* Construído de Fluxo Vertical / Crisóstomo Antônio Nhambirre ; orientador, Hugo Moreira Soares; coorientador, Pablo Heleno Sezerino – Florianópolis, SC, 2016.

123 p.

Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

Inclui referência

1. Engenharia Química. 2. Tratamento de esgotos. 3. *Wetland* construído vertical. 4. Remoção de Carbono. 5. Remoção de Nutrientes. I. Soares, Hugo Moreira. II. Sezerino, Pablo Heleno. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

**Caracterização da Remoção de Nutrientes de um Sistema de
Tratamento de Esgoto Sanitário Empregado para Pequena
Comunidade, Composto por Reator Anaeróbio Compartimentado
Seguido de *Wetland* Construído de Fluxo Vertical**

por

Crisóstomo Antônio Nhambirre

Dissertação julgada para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química**, área de Concentração de **Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos** e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares
orientador

Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino
coorientador

Prof^a. Dr^a. Cíntia Soares
coordenadora

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Débora de Oliveira

Prof^a. Dr^a. Maria Eliza Nagel Hassemer

Prof^a. Dr^a. Cláudia Lavina Martins

Florianópolis, 01 de março de 2016.

Dedicado à família Nhambirre, família Jesus e em especial ao meu irmão João António por ter sido meu porto seguro em toda minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela proteção constante, por ser fonte de fé, força e direção em todos momentos da minha vida;

À minha família, pelo grande incentivo e apoio durante toda a formação acadêmica e em especial ao meu irmão João Antônio, por acreditar em mim e pelo apoio;

Ao professor Hugo, pela oportunidade, orientação, compreensão e amizade ao longo de todo o curso;

Ao professor Pablo por disponibilizar ETE, laboratório para análises de parâmetros físico-químicos, pelo apoio e amizade;

À toda a equipe do LTBR e do GESAD em especial ao Marcos Santiago de Melo, Camila Michels, Giovanna Sanches e Catiane Pelissari, colaboradores nas análises laboratoriais e discussões deste trabalho;

Ao Departamento de Engenharia Química e de Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina;

Aos Professores que compuseram a banca examinadora;

Ao CNPq, pela bolsa de estudo concedida.

RESUMO

A solução para os problemas relacionados com a falta de disposição segura dos esgotos em Moçambique, passa necessariamente pela implementação de sistemas de tratamento de esgotos adequados à realidade do país. Dentro deste contexto, este estudo tem como propósito identificar potencialidade do sistema de *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado (*WCV-FS*) aplicado no tratamento de esgoto sanitário, a fim de empregá-lo como alternativa tecnológica de tratamento descentralizado de esgoto em pequenas comunidades de Moçambique. Neste trabalho deu-se ênfase à caracterização do processo de remoção de nitrogênio neste sistema. A metodologia empregada consistiu na caracterização da remoção de matéria orgânica e nutrientes de um *WCV-FS* implantado em escala real na região de Florianópolis/SC. A caracterização consistiu no monitoramento hidráulico, determinação da composição físico-química do afluente e efluente, e avaliação microbiológica da biomassa aderida no leito filtrante do *wetland* construído. A estação de tratamento de esgoto opera desde 2009, sendo o estudo concentrado no período de janeiro a dezembro de 2015. Neste período a vazão média foi de $30,14 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ aplicados numa área de 1580 m^2 , com carregamento médio afluente ao *WCV-FS* de $3,34 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $0,40 \text{ g SS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $0,88 \text{ g NT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $0,27 \text{ gP-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Nestas condições operacionais, o *WCFV-FS* apresentou eficiências médias de remoção em termos de concentrações de 89% de DQO, 86% de SS, 57% de NT e 83% de P-PO_4^{3-} . Com base nos ensaios de atividades realizados em batelada e inoculados com concentração celular de aproximadamente de $2 \text{ gSV} \cdot \text{L}^{-1}$ desenvolvidos com lodo coletado no leito filtrante do *wetland*, a maior parte da remoção de NT e remoção de DQO estão relacionados à ação das bactérias autotróficas nitrificantes que convertem N-NH_4^+ a N-NO_3^- com velocidade específica de formação de $1,86 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ nos primeiros 17 cm do leito filtrante, seguida da ação das bactérias heterotróficas facultativas, que ocorre com maior intensidade a partir da interface da zona insaturada/saturada, onde atinge velocidade específica de consumo de N-NO_3^- de $4,48 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{g SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. Infere-se que esta seja mais intensa no fundo da zona saturada. Não foi verificada ação das bactérias ANAMMOX no maciço filtrante do *WCFV-FS*.

Palavras-chave: Tratamento de esgotos, *Wetland* construído vertical, Remoção de Carbono, Remoção de Nutrientes, Atividade bacteriana.

ABSTRACT

The solution to problems related to the lack of safe disposal of sewage in Mozambique, passes necessarily through the implementation of sewage treatment systems suited to the country's reality. In this context, this study aims to identify the potential of vertical flow constructed wetlands applied in the treatment of domestic sewage in order to apply them as alternative technology for decentralized wastewater treatment in small communities in Mozambique. In this work was given emphasis to the characterization of nitrogen process removal in vertical flow constructed wetland. The methodology used consisted in characterization of organic matter and nutrient removal of a sewage treatment system implemented in full scale in the region of Florianópolis / SC. The characterization consisted in hydraulic monitoring, determination of physico-chemical composition of the effluent and microbiological evaluation of the biomass adhered in the filter bed of constructed wetland. The sewage treatment plant has been operating since 2009, and the study focused on the period from January to December 2015. In this period the average flow was $30.14 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$ applied in an area of 1580 m^2 , with average loading influent of $3.34 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $0.40 \text{ g SS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $0.88 \text{ g TN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $0.27 \text{ g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$. Under these operating conditions, the SVFCW showed average efficiencies in terms of concentrations of 89% of DQO, 86% of SS, 57% of TN and 83% of P- PO_4^{3-} . Based in activities tests realized in batch and inoculated with cell concentration of approximately $2 \text{ gSV} \cdot \text{L}^{-1}$ developed with sludge collected in the filter bed of constructed wetland, most of the 57% nitrogen removal and most of 89% removal of COD are related to autotrophic nitrifying bacterial action that convert N-NH_4^+ to N-NO_3^- in the first 17 cm of the filter bed with specific rate formation of $1.86 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}$ followed by action of facultative heterotrophic bacteria occurring with greater intensity from interface unsaturated zone and saturated where specific rate consumption of N-NO_3^- is $4,48 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{g SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ infers that denitrification activity is more intense in the bottom of saturated zone. There was no action of ANAMMOX bacteria in filter bed of vertical flow constructed wetland with a partially saturated bottom layer

KEY WORD: Nutrient removal, Vertical Flow Constructed Wetlands, Domestic sewage treatment

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 Corte esquemático de um WCFV e os respectivos componentes | 37 |
| Figura 2 Corte esquemático de um WCFV-FS..... | 39 |
| Figura 3 Rotas de Transformação de nitrogênio em WC..... | 41 |
| Figura 4 Etapas de desnitrificação e enzimas envolvidas..... | 46 |
| Figura 5 Representação esquemática da ETE do condomínio Praia de Fora e respectivos pontos de amostragem..... | 52 |
| Figura 6 Fotos da ETE Praia de Fora antes e depois da poda das macrófitas | 52 |
| Figura 7 Representação esquemática do leito filtrantes e as profundidades consideradas na caracterização microbiológica.... | 57 |
| Figura 8 Aparato experimental utilizado nos ensaios de atividade nitrificante | 59 |
| Figura 9 Vazão afluyente do WCFV-FS durante o período de monitoramento | 68 |
| Figura 10 Comportamento dos valores de pH durante o período de monitoramento | 71 |
| Figura 11 Comportamento dos valores de alcalinidade durante o período de monitoramento..... | 71 |
| Figura 12 Comportamento da concentração de DQO durante o período de monitoramento nos três pontos amostrados..... | 73 |
| Figura 13 Comportamento da concentração de ST nos três pontos amostrados..... | 74 |
| Figura 14 Gráfico evolutivo da concentração de SS durante o período de monitoramento | 75 |
| Figura 15 Acompanhamento das frações nitrogenadas e o respectivo percentual de remoção ao longo do período de monitoramento.... | 76 |
| Figura 16 Gráfico evolutivo do comportamento de $P-PO_4^{3-}$ e percentagem de remoção ao longo do período de monitoramento | 78 |
| Figura 17 Comportamento evolutivo das concentrações de COT e NT afluyente WCFV-FS..... | 79 |
| Figura 18 Curvas de evolução da velocidade específica de consumo de amônia ao longo do maciço filtrante do WCFV-FS | 81 |
| Figura 19 Acompanhamento das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético de consumo de substrato..... | 83 |
| Figura 20 Curvas de evolução da velocidade específica de consumo de nitrato ao longo das camadas do maciço filtrante do WCFV-FS .. | 86 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 Formas predominantes do nitrogênio no esgoto..... | 29 |
| Tabela 2: Concentração de nitrogênio em esgotos domésticos | 31 |
| Tabela 3 Mecanismo predominantes na remoção de poluentes nos WC | 33 |
| Tabela 4 Vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas WC..... | 34 |
| Tabela 5 Resumo comparativo das características dos sistemas sub - superficiais | 35 |
| Tabela 6 Alguns exemplos de promoção de nitrificação em WCFV no tratamento de esgotos domésticos | 45 |
| Tabela 7 Parâmetros de projeto adotados no dimensionamento do WCFV-FS estudado | 53 |
| Tabela 8 Parâmetros físico-químicos analisados e metodologia empregado | 53 |
| Tabela 9 Composição do meio sintético para bactérias nitrificantes..... | 59 |
| Tabela 10 Composição de nutrientes para ensaio cinético de desnitrificação | 64 |
| Tabela 11 Composição da solução de elementos traço do meio sintético para ensaio cinético de desnitrificação | 64 |
| Tabela 12 Composição de nutrientes para ensaio cinético de atividade ANAMMOX | 65 |
| Tabela 13 Composição da solução de micronutrientes para ensaio de atividade ANAMMOX..... | 66 |
| Tabela 14 Valores encontrados na medição da vazão ao longo de 2015 | 67 |
| Tabela 15 Resultados médios obtidos na caracterização físico - química do efluente nos três pontos amostrados..... | 70 |
| Tabela 16 Velocidades específicas de consumo de oxigênio e de consumo de substrato para cada concentração de substrato utilizada durante ensaios realizados com biomassa nitrificante da 1ª camada do WCFV-FS | 80 |
| Tabela 17 Resumo das velocidades específicas de consumo de amônio nas quatro camadas do leito filtrante do WCFV-FS..... | 81 |
| Tabela 18 Parâmetros cinéticos da evolução da atividade nitrificante específica presente nas camadas do leito filtrante WCFV-FS..... | 82 |
| Tabela 19 Valores de velocidades específica de consumo de amônio, formação de nitrito e nitrato para a biomassa nitrificante da 1ª camada (0 -17 cm)..... | 84 |

| | | |
|-----------|---|-----|
| Tabela 20 | Influência da variação da concentração do substrato na velocidade específica de consumo de substrato durante os ensaios cinéticos de desnitrificação considerando inóculo da primeira camada do WCFV-FS | 85 |
| Tabela 21 | Resumo das velocidades específicas de consumo de nitrato ao longo do maciço filtrante do WCFV-FS..... | 85 |
| Tabela 22 | Parâmetros cinéticos da evolução da atividade desnitrificante nas camadas do maciço filtrante WCFV-FS | 86 |
| Tabela 23 | Resultados dos Parâmetros físico-químicos no 1º ponto de amostragem (1º ponto do RAC | 115 |
| Tabela 24 | Resultados dos parâmetros físico-químicos no 2º ponto de amostragem..... | 116 |
| Tabela 25 | Resultados dos Parâmetros físico- químicos no 3º ponto de amostragem (Saída do WCFV-FS) | 117 |
| Tabela 26 | Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 1ª Camada (0-17 cm)..... | 119 |
| Tabela 27 | Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 2ª camada (17 – 34 cm)..... | 120 |
| Tabela 28 | Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 3ª camada (34 - 50 cm)..... | 121 |
| Tabela 29 | Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 4ª camada (Interface I/S) | 122 |
| Tabela 30 | Resultados dos ensaios cinéticos de consumo de amônia e formação de nitrito e nitrato..... | 123 |
| Tabela 31 | Determinação das velocidades de consumo de amônio e velocidades específicas de formação de nitrito e nitrato..... | 124 |
| Tabela 32 | Resumo das velocidades da atividade desnitrificante nas quatro camadas estudadas..... | 125 |

SÍMBOLOS E NOMECLATURA

ANAMMOX – Anaerobic Ammonium Oxidation
APHA – American Public Health Association
COT – carbono orgânico total
COMPART – 1º Compartimento
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
DQO – Demanda química de oxigênio
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
GESAD – Grupo de estudos em Saneamento Descentralizado
INTRFACE I/S – Interface insaturado/saturado
LTBR – Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos
MO – Matéria orgânica
NBR – Norma Brasileira
NT - concentração de nitrogênio nas formas amoniacal, nitrato e nitrito
OD – Oxigênio dissolvido
ONGs – Organizações não governamentais
PEAD – Polietileno de alta densidade
RAC – Reator anaeróbio compartimentado
SC – Santa Catarina
SS – Sólidos suspensos
SST – Sólidos suspensos totais
SSV – Sólidos Suspensos voláteis
SV – sólidos voláteis
SBR – Sequencial Batch Reactor
SVFCW – Saturated Vertical flow Constructed Wetlands
TO – Transferência de Oxigênio
TS – Tanque séptico
TH – Taxa Hidráulica
TRH – Tempo de retenção hidráulica
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket
WC – Wetland construído
WCFH – *Wetland* construído de fluxo horizontal
WCFV - *Wetland* construído de fluxo vertical
WCFV-FS *Wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 23 |
| 2.2 Objetivos específicos..... | 27 |
| 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 29 |
| 3.1. Nitrogênio no meio ambiente | 29 |
| 3.1.1 Importância da Remoção Biológica do Nitrogênio | 30 |
| 3.2 Tratamento descentralizado vs tratamento centralizado..... | 31 |
| 3.2.1 Alternativas tecnológicas empregadas no âmbito de tratamentos descentralizado de esgoto..... | 32 |
| 3.2.2 Tratamento em nível secundário e avançado do efluente..... | 32 |
| 3.2.2.1. Sistemas <i>Wetlands</i> Construídos (WC) | 32 |
| 3.2.2.2 Classificações dos <i>wetlands</i> construídos e elementos atuantes..... | 35 |
| 3.2.2.3 <i>Wetlands</i> Construídos de fluxo Vertical (WCFV) | 36 |
| 3.4. Transformações de nitrogênio e de matéria orgânica nos WC ... | 40 |
| 3.4.1. Transformações do nitrogênio em <i>wetlands</i> construídos | 40 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS | 50 |
| 4.1. Descrição do local de estudo | 51 |
| Fonte: TREIN (2015) | 53 |
| 4.2. Monitoramento da qualidade do efluente | 53 |
| 4.2.1 Cálculo da eficiência de remoção de nitrogênio global..... | 54 |
| 4.2.2. Determinação da vazão média afluente e TRH | 54 |
| 4.3 Caracterização microbiológica | 55 |
| 4.3.1. Biomassa utilizada..... | 57 |
| 4.3.2. Ensaio de atividade nitrificante específica | 58 |
| 4.3.3.Velocidades específicas de consumo de substrato e de formação de produtos | 61 |
| 4.3.4. Ensaio cinético de consumo de substrato | 62 |
| 4.3.5. Ensaio de atividade desnitrificante específica | 62 |
| 4.3.6. Ensaio de atividade ANAMMOX específica | 64 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 67 |
| 5.1. Vazão média afluente e Tempo de Retenção Hidráulica da ETE67 | |
| 5.2. Avaliação do comportamento da ETE..... | 69 |

| | |
|--|-----|
| 5.4 Ensaio de atividade específica para caracterização das populações de microrganismos envolvidos na remoção de nitrogênio no WCFV-FS. | 79 |
| 5.4.1 Atividade específica nitrificante | 79 |
| 5.4.2 Ensaio cinético de consumo de substrato..... | 83 |
| 5.5 Atividade específica desnitrificante | 84 |
| 5.6 Atividade específica ANAMMOX | 87 |
| 5.7 Avaliação de desempenho do WCFV-FS | 88 |
| 5.8 Aplicabilidades de sistemas WC para pequenas comunidades Moçambicanas | 91 |
| 6. CONCLUSÕES | 93 |
| 7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS | 95 |
| REFERÊNCIAS..... | 97 |
| APÊNDICES..... | 112 |
| Apêndice I - Resultados dos parâmetros físico-químicos durante o período de monitoramento | 115 |
| Apêndice II A - Resultados dos ensaios de Atividade nitrificante..... | 119 |
| Apêndice III - Resumo de Resultados dos Ensaio de Atividade específica desnitrificante..... | 125 |

1 INTRODUÇÃO

O mundo enfrenta um enorme déficit no saneamento adequado. Atualmente, estima-se que, cerca de 2,4 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso ao saneamento adequado. A maior parte dessas pessoas se encontra nos continentes asiático e africano, onde menos da metade de todos asiáticos tem acesso ao saneamento adequado e dois em cada cinco africanos têm falta de abastecimento de água (UNICEF & WHO, 2015). Moçambique é um país do continente africano, em vias de desenvolvimento, localizado na costa oriental de África. A localização, a topografia e as outras características permitem que o país tenha regiões de climas semiáridos a altamente chuvosos, regiões muito quentes e húmidas a condições quase temperadas em outras áreas.

Segundo UNICEF & WHO (2015), a situação de saneamento melhorado em Moçambique no geral é precária. O deficiente acesso à água potável nas zonas rurais aliado a não observância das melhores práticas de higiene individual e coletiva, estão entre as principais causas do aparecimento das doenças como diarreias, cólera, parasitoses intestinais, bilharziose e, até mesmo, da malária que é a doença mais mortífera no país (WATERID, 2002).

Relativamente às condições sanitárias, estima-se que pouco menos que a metade da população moçambicana tem acesso ao saneamento adequado (UNICEF & WHO, 2015), sendo que a maior parte dessa população reside majoritariamente na área rural ou na periferia ou noutras áreas vulneráveis (WSP, 2010). A DNA (2007) define saneamento adequado como serviços de saneamento que podem variar desde uma fossa séptica, até a ligação de um sistema de saneamento urbano.

A reversão da situação atual do saneamento constitui um grande desafio para o país e passa pela adoção de abordagens que promovam a mudança de comportamentos, e que tomem em consideração os aspectos socioculturais e econômicos das populações. Para o efeito, todos os intervenientes deste processo (setor privado, ONGs, associações baseadas na comunidade, políticos, religiosos, estudantes e toda sociedade no geral) são chamados a colaborarem ativamente na implementação de ações concretas de higiene e saneamento, de modo a reduzir a morbidade e mortalidade relacionadas com as precárias

condições de saneamento básico, contribuindo desta forma para o bem estar da população. Portanto, a utilização do saneamento como instrumento de promoção da saúde, pressupõe a superação dos entraves tecnológicos, políticos, culturais, sociais e gerenciais.

Diante do atual quadro dos serviços de saneamento daquele país, percebe-se a necessidade de buscar alternativas tecnológicas de tratamento de esgotos, as quais devem adaptar-se às condições socioeconômicas locais, e aproximar-se do contexto da sustentabilidade.

A descentralização dos serviços de tratamento de esgotos tem se mostrado a melhor opção, destacando-se ETE compactas e, quando possível, com uso de energia de forma natural (OTTERPOHL; BRAUN & OLDENBURG,2002).

Dentre diversas alternativas aplicáveis no âmbito de tratamento descentralizado de esgotos, destacam-se os sistemas anaeróbios seguidos de filtros aeróbios. Os sistemas anaeróbios comumente utilizados no tratamento de esgotos domésticos são os decanto-digestores, destacando-se o tanque séptico. Contudo, os decanto-digestores não proporcionam qualidade suficiente para o esgoto gerado ser lançado no meio ambiente, necessitando de um tratamento complementar. Segundo Metcalf & Eddy (1991), o tratamento complementar e avançado do efluente de decanto-digestor tem como propósito, possibilitar o atendimento dos padrões de lançamento definido na legislação.

Nas últimas décadas, os sistemas *wetlands* construídos têm se destacado como alternativa tecnológica empregada no âmbito do tratamento descentralizado de esgoto possibilitando o tratamento complementar e avançado.

Sistemas *wetlands* construídos ou filtros plantados com macrófitas, são sistemas naturais projetados sob critérios de engenharia para a depuração de esgotos domésticos, industriais e agrícolas. São tecnicamente simples de operar e manter, além de serem de baixo custo em relação aos sistemas convencionais. Como todo sistema natural de tratamento de efluentes, as interações microbianas envolvidas são complexas, necessitando uma melhor elucidação da atividade da população.

Dentro desta realidade, esta pesquisa tem como propósito caracterizar microbiologicamente a atividade da biomassa aderida no leito filtrante de um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado implantado em escala real na região de Florianópolis e

empregado no tratamento de esgoto sanitário de uma pequena comunidade.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho foi caracterizar a remoção de nutrientes de um sistema de tratamento de esgoto sanitário empregado para pequena comunidade, composto por reator anaeróbio compartimentado seguido de um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho de um *wetland* construído de fluxo vertical de fundo saturado implantado em escala real no tratamento de esgoto sanitário;
- Obter parâmetros cinéticos através de ensaios de atividade específica nitrificante, desnitrificante e ANAMMOX;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Nitrogênio no meio ambiente

No ciclo do nitrogênio na biosfera, este nutriente se alterna entre várias formas e estados de oxidação, como resultado de diversos processos bioquímicos. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas formas apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Formas predominantes do nitrogênio no esgoto

| Forma | Fórmula Química | Estado de oxidação |
|--------------|-----------------|--------------------|
| N- molecular | N_2 | 0 |
| N- orgânico | Variável | Variável |
| Amônia livre | NH_3 | -3 |
| Íon amônio | NH_4^+ | -3 |
| Ion nitrito | NO_2^- | +3 |
| Ion nitrato | NO_3^- | +5 |

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

O nitrogênio se mostra como um dos elementos de caráter fundamental na composição dos elementos vivos. O nitrogênio gasoso (N_2) se encontra disponível em grandes quantidades no ar com (78%), porém, esta forma de nitrogênio não é possível de ser assimilada por grande parte dos seres vivos devido a presença da ligação tripla entre seus átomos necessitando de muita energia para ser rompida. Além do ar atmosférico, compostos nitrogenados como sais de amônio, nitrito e nitrato encontram-se solubilizados em água. Substancias orgânicas provenientes da decomposição de matéria organica como proteínas, contribuem também para as reservas naturais de nitrogênio. (EPA, 1975).

Como pode se constatar na Tabela 1, o nitrogênio apresenta estados de oxidação variados, indo de -3 para NH_4^+ a +5 para o NO_3^- . As reações de oxi-redução do seu ciclo são catalisadas, geralmente, por microrganismos presentes no solo e na água. As transformações biológicas do ciclo de nitrogênio são conhecidas como fixação, assimilação, amonificação, nitrificação e desnitrificação (MADINGAN et al, 1997). Dentre diversos processos envolvidos no ciclo de nitrogênio, a nitrificação, desnitrificação e a oxidação anaeróbia da

amônia estão presentes em sistemas de tratamento de efluentes, portanto somente estes serão abordados neste trabalho.

3.1.1 Importância da Remoção Biológica do Nitrogênio

O nitrogênio embora essencial para a vida, em condições excessivas e dependendo da forma em que é descartado, pode causar danos aos sistemas aquíferos. Dentre as implicações ecológicas da inserção de elevadas cargas de amônio no ambiente está o consumo do oxigênio dissolvido no meio, devido ao processo de nitrificação, uma vez que para oxidar 1 mg de NH_4^+ são necessários cerca de 4,6 mg de O_2 , podendo ocasionar a morte dos organismos aquáticos (EPA, 1975; BITTON, 1994 apud PHILIPS, 2002).

Os organismos autotróficos fotossintetizantes presentes em ambientes aquáticos naturais têm seu crescimento limitado pela presença de nutrientes como nitrogênio e fosforo. Quando estes são lançados, em quantidades excessivas, em mananciais através de esgotos sanitários ou efluentes industriais permitem o crescimento destes organismos, principalmente o de algas. Estas algas promovem a turvação da água impedindo a passagem da luz. Após seu ciclo de vida, as algas morrem e depositam-se no fundo do manancial sendo então degradadas pelas bactérias heterotróficas presentes no meio. A princípio são degradadas pelas bactérias aeróbias que consomem o oxigênio no meio, prejudicando a sobrevivência dos organismos aquáticos. Após o fim do oxigênio, as bactérias anaeróbias continuam a degradação, produzindo desta forma gases que levam a flotação do material depositado aumentando assim a concentração de material em suspensão. A este fenômeno dá-se o nome de eutrofização dos corpos receptores (EPA, 1975 apud PHILIPS, 2002).

No caso de efluentes domésticos a concentração de nitrogênio presente excede o requerimento microbiano para oxidar a matéria orgânica existente, então, somente parte do nitrogênio é removido por atividade microbiana, sendo que o nitrogênio residual estimula a atividade autotrófica, causando o problema da eutrofização (GRAY, 1992).

É de fundamental importância ter-se ideia da concentração das formas nitrogenadas nas águas residuais que se pretende tratar a fim de escolher a forma mais adequada de tratamento a ser realizado. Na tabela 2 encontram-se alguns dados da concentração de nitrogênio para o esgoto doméstico (HENZE et al., 1997 apud SCHIMIDELL & REGINATTO, 2005). Para a remoção de nitrogênio de efluentes de

indústria e em plantas de tratamento de esgotos, podem ser utilizados tratamentos físico-químicos ou tratamentos biológicos. Os tratamentos químicos de eliminação de amônio por precipitação (fosfato de magnésio) ou por “stripping” são eficientes, mas em relação aos processos de tratamento biológico são mais onerosos (FUX et al, 2002).

Segundo Duran (1999), para determinar o tipo de tratamento a ser realizado deve-se levar em conta fatores como as características do líquido a tratar, nível de remoção requerido, tipo de instalação existente e nível de complexidade da tecnologia a implementar.

Tabela 2: Concentração de nitrogênio em esgotos domésticos

| Grandeza | Tipo de esgoto | | | |
|------------|--------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---|
| | Concentrado (mg.L ⁻¹) | Moderado (mg.L ⁻¹) | Diluído (mg.L ⁻¹) | Muito Diluído (mg.L ⁻¹) |
| N-Total | 80 | 50 | 30 | 20 |
| N-Amon. | 50 | 30 | 18 | 12 |
| Nitrito | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Nitrato | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| Nitr.Orgân | 30 | 20 | 12 | 8 |
| Fósforo | 23 | 16 | 10 | 6 |

Fonte: SCHMIDELL & REGINATTO, 2005

3.2 Tratamento descentralizado vs tratamento centralizado

O tratamento descentralizado de um efluente pode ser definido como o tratamento com disposição envolvendo ou não o reuso do mesmo, seja este oriundo de residências individuais, agrupamento de residências, indústrias ou comunidades isoladas. O método centralizado, por outro lado, consiste no tratamento convencional que coleta o efluente de várias localidades encaminhando-o para estações geralmente longe do ponto de origem (CRITES & TCHOBANOGLIOUS, 1998).

Quando a coleta, o tratamento e a descarga (reuso) de efluentes acontecem próximo do local onde o efluente foi gerado, é chamado “sistema de tratamento descentralizado”. Estes sistemas distinguem-se de “sistemas de tratamento centralizados” que tem uma rede extensa de tubos de coleta que alimentam plantas de tratamento de esgoto central, onde são exigidos métodos de tratamento intensivos para processar rapidamente grandes volumes de efluentes. IWA (2006), destaca que, além da questão econômica, é de fundamental importância levar em

consideração na tomada de decisão as questões ambientais e sociais para escolher a alternativa de tratamento de esgoto que melhor contribui para o desenvolvimento sustentável.

3.2.1 Alternativas tecnológicas empregadas no âmbito de tratamentos descentralizado de esgoto

Inúmeras são as alternativas tecnológicas empregadas no âmbito do tratamento descentralizado, mas a escolha desta está relacionada com as condições específicas do local, recursos financeiros de cada comunidade e com a finalidade de tratamento pretendido.

Na promoção de tratamento primário, as alternativas usualmente mais empregadas compreendem diferentes modalidades de decanto digestor, tais como o tanque séptico (TS) com câmaras simples ou duplas, além dos reatores anaeróbios compartimentados (RAC) com subdivisões longitudinais de câmaras ou subdivisões ao longo do perfil vertical, tal como o tanque *Imhoff*, esta, corresponde à etapa em que parte dos sólidos suspensos e da matéria orgânica são eliminados através de processos físicos como a sedimentação.

A etapa de tratamento secundária e avançado objetiva a remoção de sólidos em suspensão, matéria biodegradável envolvendo processos para transformação das frações nitrogenadas. Segundo Metcalf & Eddy (1991), entre várias tecnologias empregadas no âmbito de tratamento descentralizado tais como, filtros de areia, filtros biológicos percoladores, os sistemas *wetlands* construídos mostram-se promissores no tratamento avançado em nível secundário e avançado de efluentes.

3.2.2 Tratamento em nível secundário e avançado do efluente

3.2.2.1. Sistemas *Wetlands* Construídos (WC)

Os sistemas de tratamento de esgoto do tipo WC são sistemas naturais de tratamento de efluentes, empregados atualmente em quase toda parte do mundo no contexto do tratamento descentralizado. Possuem maior aplicação no polimento de esgotos domésticos em áreas periféricas aos centros urbanos e áreas rurais, como tratamento de águas de chuva, tratamento de efluentes da agroindústria e no tratamento de lodo oriundo de unidades de tratamento de esgotos (KADLEC & KNIGHT, 1996; IWA,2000; LIÉNARD, 2005). Esta tecnologia utiliza o princípio de solo úmido cultivado, onde o solo e a zona de raízes das plantas são responsáveis pela despoluição das águas residuárias e podem desempenhar algumas funções semelhantes ao tratamento convencional

dos esgotos domésticos, por meio de processos físicos, químicos e biológicos. Entre os processos físicos atuam os mecanismos de filtração, sedimentação, adsorção e volatilização da amônia. Nos processos químicos têm-se: a precipitação ou co-precipitação de compostos insolúveis; e a oxidação e redução de metais. Nos processos biológicos têm-se: o metabolismo bacteriano – responsável pela remoção de sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias livres ou aderidas as plantas e ao meio suporte, a nitrificação e a desnitrificação; o metabolismo vegetal de substâncias orgânicas pelas plantas e excreção radicular de toxinas e compostos orgânicos. A Tabela 3 apresenta resumidamente os mecanismos básicos de remoção de poluentes em *wetlands* construídos.

Tabela 3 Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos WC

| Constituintes dos esgotos | Mecanismo de Remoção |
|----------------------------------|--|
| Sólidos Suspensos | Sedimentação e Filtração |
| Material Orgânico Solúvel | Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia) |
| Nitrogênio | Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação microbiana, Retirada pela planta, Adsorção, Volatilização da amônia |
| Fósforo | Adsorção e Retirada pela planta |
| Metais | Complexação, Precipitação, Retirada pela planta Oxi/Red. Microbiana |
| Patogênicos | Sedimentação, Filtração, Predação |

Fonte: Adaptado de Cooper et al.,1996

Nestes sistemas, o esgoto passa pela zona de raízes, área do terreno previamente preparada com cultivo de determinada planta, possibilitando o contato do esgoto com as raízes. As plantas permitem o movimento eficiente de oxigênio até o sistema radicular, estabelecendo grandes quantidades de bactérias aeróbias hospedeiras em torno da área da raiz, que fornecem nutrientes para o seu desenvolvimento, reduzindo a carga orgânica do efluente. Nas áreas do solo afastadas das raízes, predomina a anaerobiose favorecendo a desnitrificação do nitrato (DUARTE, 2002). Essas áreas poderão ser aeróbias se o sistema for de fluxo vertical com intermitência na aplicação da carga a ser tratada. Nesse tipo de sistemas, a transferência de oxigênio não é somente

realizada pelas raízes, mas também pelo fluxo convectivo do ar. Na Tabela 4 estão listadas algumas vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas.

Tabela 4 Vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas WC

| Vantagens | Referência bibliográfica |
|--|---|
| Baixo custo de construção e operação | Koottatep et al (2001); Brix (1999) |
| Fácil manutenção | Brix,1999 |
| Não requer uso de energia elétrica | Kadlec and Knight, 1996 |
| Redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis | Cooper (1999); Silvestre & Pedro-de-Jesus (2002) apud Da Silva (2007) |
| Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos | Silvestre & Pedro-de-Jesus (2002) apud Da Silva (2007) |
| Podem ser construídos com solo e com mínimo de concreto e aço | Senzia et al. (2003) |
| Possibilidade de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos complexos | Duarte (2002) |
| Possibilidade de reciclagem, reutilização e a valorização dos efluentes | Duarte (2002) |
| “Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes (compostos orgânicos)” | IEA (2004) |
| Considerável redução de patógenos, matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes | Chermicharo (2001) |
| Desvantagens | Referência bibliográfica |
| Pode causar problemas com mosquitos, a ocorrência da colmatação que exige controle de carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema | Silvestre & Pedro-de-Jesus (2002) |
| O início da operação depende da adaptação da vegetação | Duarte (2002) |

Fonte: Adaptado de Da Silva, 2007

3.2.2.2 Classificações dos *wetlands* construídos e elementos atuantes

Os sistemas tipo *wetlands* construídos, traduzidos literalmente como terras úmidas, também conhecidos como zona de raízes, leito de raízes, áreas alagadas construídas, leitos cultivados com macrófitas, fitolagunagem, os *wetlands* construídos são sistemas que foram concebidos e construídos para utilizar processos naturais que envolvem a vegetação, solo e microrganismos para auxiliar no tratamento de águas residuárias dentro de um ambiente mais controlado (HAMMER & BASTIAN, 1989). Os *wetlands* construídos dividem-se em dois grandes grupos: Sistemas de escoamento Superficial e sistema de escoamento Sub superficial, sendo este último subdividido em função do tipo de fluxo, como horizontal, vertical ou híbrido. A Tabela 5 apresenta um resumo comparativo dos três tipos de sistemas sub -superficiais

Tabela 5 Resumo comparativo das características dos sistemas *wetlands*

| Característica | Sistemas Sub – superficiais | | |
|---|---------------------------------|--------------------------|--------------|
| | Fluxo Horizontal | Fluxo Vertical | Híbrido |
| Remoção de DBO | Satisfatória (dependendo da TO) | Satisfatória | Satisfatória |
| Remoção de SST | Eficiente | Pouco eficiente | Eficiente |
| Remoção de bactérias | Eficiente | Pode remover bactérias | Eficiente |
| Remoção de nutrientes | 30% a 50% ou 60% | | |
| Capacidade de transferência de oxigênio | Baixa | Elevada | Satisfatória |
| Nitrificação | Pobre | Satisfatória | Completa |
| Desnitrificação | Satisfatória | Parcial | Parcial |
| Requerimento de área para o tratamento secundário | 5 – 10 m ² /hab | 1 -2 m ² /hab | - |

Fonte: (Cooper, 1999 e Cooper et al., 1999).

Dentre várias configurações dos *wetlands* construídos, aplicados sob o contexto de descentralização destaca-se o *wetlands* construído de fluxo vertical, pois este permite alcance de níveis avançados de tratamento, principalmente no tratamento de esgotos em regiões de clima tropical e temperado.

3.2.2.3 *Wetlands* Construídos de fluxo Vertical (WCFV)

Os sistemas de fluxo vertical são módulos escavados no terreno, com superfície plana, preenchidos com material de recheio (material filtrante), composto na maior parte das vezes por camadas de areia e brita. Possuem impermeabilização lateral e de fundo, a fim de impedir que o efluente a ser tratado possa percolar para camadas mais profundas do solo e atingir o lençol freático. Nestes sistemas, assim como nos sistemas de fluxo horizontal, as macrófitas são plantadas diretamente no material de recheio sendo o efluente disposto intermitentemente, sob a superfície do módulo inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo perfil vertical do módulo de tratamento, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem (PHILLIPI & SEZERINO, 2004).

Nestes sistemas, o princípio básico de tratamento é análogo aos clássicos filtros de areia, onde o crescimento de microrganismos – biofilme aderido a um meio suporte é evidente (METCALF & EDDY, 1991). O que diferencia os sistemas de *wetlands* construídos dos demais que empregam o princípio da biomassa aderida é a presença de macrófitas atuando no tratamento.

A alimentação intermitente do efluente em períodos curtos seguido de intervalos longos de descanso nestes sistemas ajuda a evitar a obstrução do filtro, além de aumentar a transferência de oxigênio para o interior do meio filtrante contribuído para a alta remoção de poluentes (HOFFMANN et al., 2011). Portanto, estes sistemas operam em condições aeróbias, proporcionando condições adequadas para a nitrificação e a remoção eficaz de matéria orgânica e de sólidos em suspensão, promovendo níveis avançados de tratamento (VYMAZAL, 2010).

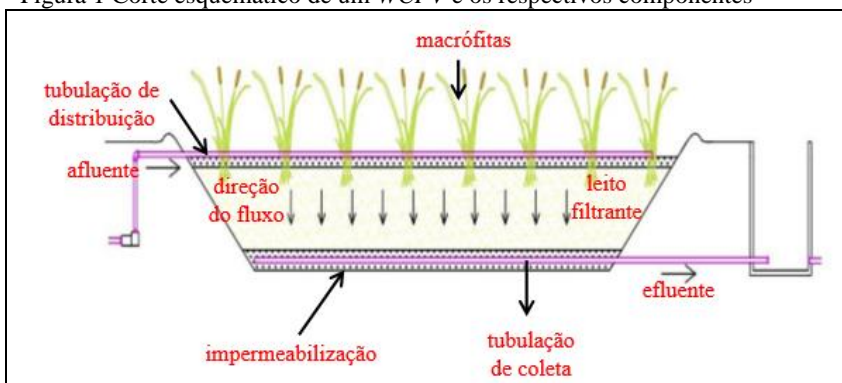
Segundo Koottatep et al, (2001) estes sistemas podem ser usados para o tratamento de esgoto com alto conteúdo de sólidos em regiões tropicais. Este autor, aplicando esgoto com $250 \text{ kg ST.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, de 1 a 2 vezes por semana em *wetlands* de fluxo vertical com meio suporte de gravilão plantado com *Typha augustifolia* observou

eficiências de remoção ST, DQO e NTK, respectivamente, de 80%, 90% e 92%.

A alta nitrificação e a baixa desnitrificação, obtidas em *wetlands* construídos de fluxo vertical, permitem o reuso dos efluentes tratados como um fertilizante rico em material orgânico puro para o cultivo de culturas (PUCCI & GIOVANNELLI, 1998). Porém, é necessário estabelecer o nível desejado de qualidade da água para irrigação.

A Figura 1 apresenta o corte esquemático de um *wetland* construído de fluxo vertical com os respectivos componentes.

Figura 1 Corte esquemático de um WCFV e os respectivos componentes



Nestes sistemas, o sentido de fluxo pode ser ascendente ou descendente. O sentido descendente é mais recomendado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais efetivo, pois, nessas camadas existem as raízes, que absorvem os nutrientes do esgoto e os microrganismos rizosféricos têm grande participação no tratamento.

3.2.2.4 *Wetlands* Construídos de fluxo vertical com fundo saturado

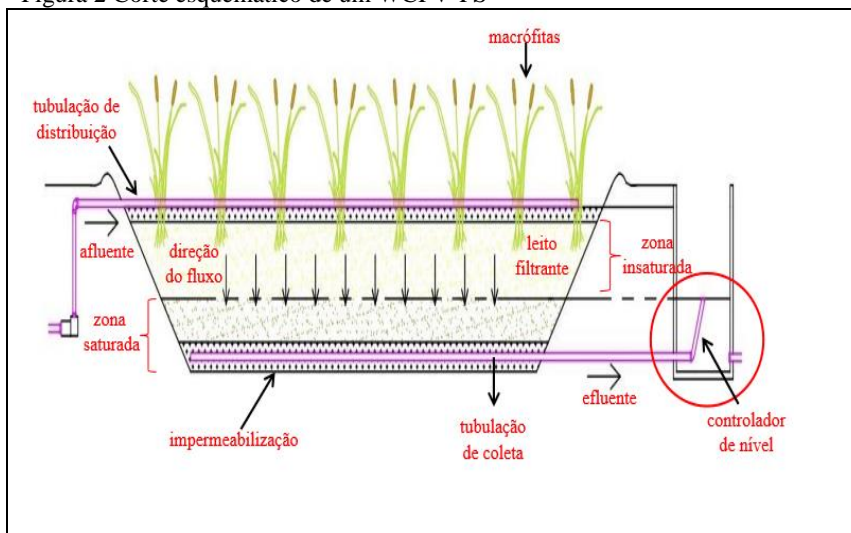
Os *wetlands* construídos de fluxo vertical com fundo saturado surgem como alternativa tecnológica para suprir o problema de áreas maiores requeridas nos sistemas híbridos (combinação de fluxo vertical seguido de fluxo horizontal).

Segundo Molle et al. (2008) e Vymazal (2013), a promoção de desnitrificação usando sequência de fluxo vertical seguida de fluxo horizontal requer espaço maior e pode ser mais caro. Contudo, em regiões tropicais onde áreas livres são limitadas, as plantas de tratamento de águas residuárias não devem ocupar áreas maiores. Com o objetivo de promover a otimização do processo de transformação de nitrogênio, várias inovações e modificações foram testadas nos últimos anos (WU et al., 2014), destacando-se o sistema *wetlands* construído de fluxo vertical com fundo saturado. Estes sistemas estão dentro da configuração de *wetlands* construídos de fluxo vertical que recebeu algum tipo de modificação. Neste caso, estes sistemas têm as mesmas características apresentadas para o *WCFV* descrito anteriormente, com a diferença que o do fundo saturado trabalha com duas zonas distintas: a zona superior insaturada e a zona inferior saturada com esgoto (KIM et al, 2014).

Essa saturação é proporcionada pela instalação de um dispositivo (sifão) na saída da tubulação de fundo que pode ainda permitir o ajuste da altura para otimizar a eficiência da velocidade de desnitrificação. A Figura 2 apresenta o corte esquemático de um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado.

Este tipo de configuração permite a ocorrência da nitrificação (zona superior) devido às condições aeróbias e a desnitrificação (zona inferior) devido às condições anóxicas e anaeróbias, facilitando desse modo a remoção de N (KIM et al, 2014).

Figura 2 Corte esquemático de um WCFV-FS



3.3 Caracterização da biomassa aderida ao material filtrante

Inúmeros são os microrganismos presentes e envolvidos no processo de tratamento de efluentes em *wetlands* construídos. Algas, fungos, protozoários e bactérias são organismos comuns em ambientes úmidos, dentre estes diferentes microrganismos, as bactérias são o grupo mais representativo e os mais importantes na decomposição de poluentes (SAEED & SUN, 2012).

No tratamento biológico de despejos, as bactérias são as principais responsáveis pela degradação de poluentes. Nos *wetlands* construídos, as bactérias desempenham três papéis básicos: oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

Os WCFV são comparáveis com os filtros biológicos, pois ambos apresentam o mesmo princípio de crescimento de microrganismos biofilme aderido ao meio suporte (COOPER et al., 1996).

Os reatores com biomassa aderida são unidades que possuem suporte físico que permite a imobilização dos microrganismos responsáveis pela degradação de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes sanitários ou industriais.

Uma maneira de caracterizar a biomassa de um sistema de tratamento é por quantificação de microrganismos ou por medição da atividade de suas enzimas. Os métodos mais frequentes para caracterizar e quantificar a atividade metabólica são indiretos: Mede-se a velocidade de consumo de um substrato ou a velocidade de formação de um produto de reação, no lugar de medir atividade enzimática. A medição da atividade microbiana de uma amostra de um ecossistema é uma estimativa da comunidade microbiana que intervém no processo metabólico medido e representa sua atividade em condições de ensaio (SCHMIDELL, 2001).

Dentre várias técnicas existentes, destaca-se a respirometria devido a sua simplicidade e rapidez. A respirometria permite a medição e interpretação da velocidade de consumo de oxigênio por parte dos microrganismos em condições definidas e controladas. Devido a sua simplicidade tem sido aplicada na determinação de parâmetros cinéticos da biomassa aderida ao material filtrante nos *wetlands* construídos de fluxo vertical caracterizando a biodegradação aeróbia de poluentes (MARVANNOU et al., 2011; PERREIRA, 2008; ANDREOTTOLA et al., 2004).

3.4. Transformações de nitrogênio e de matéria orgânica nos WC

3.4.1. Transformações do nitrogênio em *wetlands* construídos

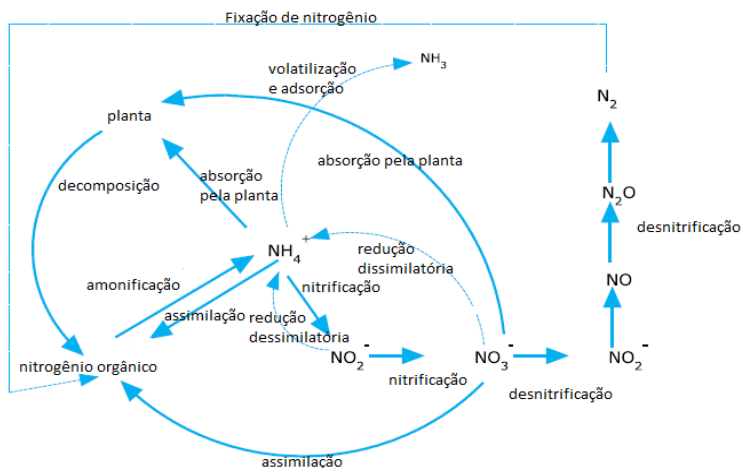
O nitrogênio é um elemento importante nos ciclos biogeoquímicos existentes nos *wetlands*. Este pode encontrar-se nos *wetlands* construídos nas seguintes formas: na forma orgânica (aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) e na forma inorgânica, como amônia ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e finalmente, nitrogênio gasoso (N_2) (KADLEC & WALLACE, 2009).

A maioria dos processos de transformação de nitrogênio é realizada por microrganismos do solo, sendo os mais importantes as bactérias e fungos.

Segundo IWA (2000), o principal mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos WCFV é via biogeoquímica, conhecida como nitrificação seguida de desnitrificação.

Em resumo, as transformações biológicas do ciclo de nitrogênio em WCFV são representadas na Figura 3.

Figura 3 Rotas de transformação de nitrogênio em WC



Fonte: adaptado de Saeed & Sun (2012).

3.4.1.1 Nitrificação

A nitrificação é provavelmente o processo mais importante de remoção de N_2 em WCFV (COOPER, 1999; TANNER et al., 2002; VYMAZAL, 2007; FAULWETTER et al., 2009).

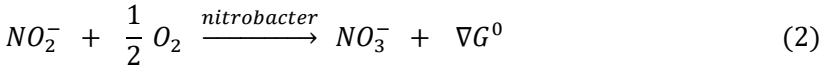
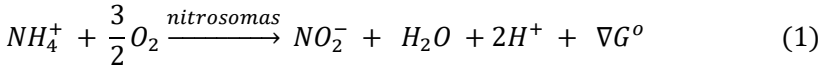
A nitrificação é entendida frequentemente como a etapa limitante da remoção biológica de nitrogênio devido à baixa velocidade de crescimento e grande sensibilidade a uma grande variedade de inibidores, mas se tornando um grande atrativo em pesquisas, visto a sua importância no desenvolvimento de novos processos (SCHMIDELL, 2003).

A nitrificação é realizada na natureza em condições aeróbias por espécies pertencentes ao gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (SAEED & SUN, 2012; LEE et al., 2009; WALLACE, 2009)

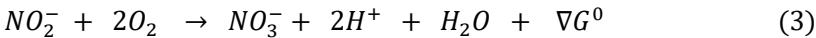
As bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam N-amoniacal a N-nitrito tendo hidroxilamina como produto intermediário e as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam N-nitrito a N-nitrato em uma única etapa (GRADY et al., 1999).

A reação de nitrificação aeróbia envolve o oxigênio gasoso como aceptor final de elétrons, carbono inorgânico e alcalinidade como fonte de carbono (METCALF & EDDY, 2003).

A oxidação do N-amoniaco fornece energia para as bactérias nitrificantes, enquanto o CO_2 é utilizada como fonte de carbono e ocorre segundo as Equações 1, 2 e 3.



A reação global de nitrificação:



A Equação 3 mostra que durante o processo de nitrificação o oxigênio é consumido e prótons são produzidos, o que causa redução de pH na água residuária. A extensão do processo de nitrificação é diretamente afetada pelo nível de oxigênio no sistema. Para uma oxidação completa de N-amoniaco é necessário aproximadamente 4,6 mg $\text{O}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{N}$ e concentração de oxigênio dissolvido de 3 a 4 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 8,64 mg $\text{HCO}_3^- \cdot \text{mg}^{-1} \text{N-NH}_4^+$ (SAEED & SUN, 2012; FAULWETTER et al., 2009; VYMAZAL, 2007).

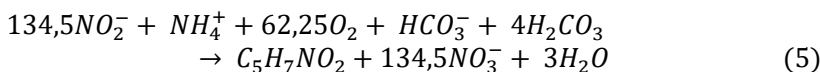
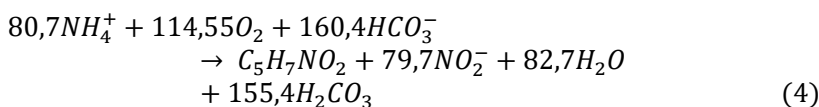
Vários são os parâmetros que influenciam o desempenho das bactérias nitrificantes, como a temperatura, pH, alcalinidade da água, fonte de carbono inorgânico, população microbiana, concentração de N-amoniaco e de OD (COOPER, 1999; VYMAZAL, 2007; LEE et al., 2009). A temperatura ótima para este processo varia de 25 a 35 °C, o processo é praticamente inibido por temperaturas que variam de 4 a 5 °C (KUSCHK et al., 2003; VYMAZAL, 2007). O pH ótimo deve estar em torno de 7,5 a 7,8 (COOPER et al., 1997; VYMAZAL, 2007).

Em WCFV, acredita-se que a nitrificação seja o mecanismo mais importante para a transformação e remoção de nitrogênio comparado a outros processos como a adsorção e assimilação pela planta, este fato é justificado pela condição de boa aeração criada nestes sistemas (COOPER et al., 1997; SUN et al., 1999a; KAYSER et al., 2002; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a). Experiências mostraram aumento na concentração de nitrato no efluente de WCFV, indicando nitrificação intensa no WCFV (PLATZER, 1999; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a). Contudo, é também reportado que a presença simultânea de altas concentrações de matéria orgânica cria condições

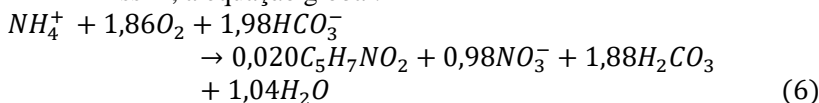
antagônicas para a nitrificação devido a necessidade de oxigênio para a decomposição desta (SUN et al.,1999a,b ; ZHAO et al., 2004a; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a).

O crescimento das bactérias do gênero *Nitrosomonas* é mais favorecido do que o das *Nitrobacter*. Tal fato se comprova assumindo que o crescimento celular é proporcional à energia liberada na reação e pelo fato de que a reação de oxidação de N-amoniaco é 3,0-3,8 vezes mais energética (240 a 350 kJ.mol^{-1}) do que a oxidação do N-nitrito (65 a 90 kJ.mol^{-1}) (WIESMANN et al., 2007).

Levando em consideração a assimilação de nitrogênio pelas bactérias para o seu crescimento celular, Henze et al., (1997) propõem as seguintes equações estequiométricas para as duas etapas da nitrificação (Equações 4, 5 e 6):



Assim, a equação global:



Através de cálculos estequiométricos das duas etapas da oxidação de N-amoniaco a N-nitrato, pode-se observar que para cada 1g de N-amoniaco oxidado a N-nitrato, são consumidos de 4,6 mg de O_2 , 8,64 mg de alcalinidade como ($CaCO_3$) e 0,15 mg de novas células são formadas (BRIX, 1987).

O OD deve ser monitorado em um reator onde se objetiva a nitrificação completa principalmente por poder apresentar uma forma de seleção das diferentes populações, isto ocorre independentemente do objetivo. A literatura especializada recomenda que a concentração de OD não deva ser menor que 2 mg.L^{-1} , pois, a demanda de oxigênio na nitrificação é bastante elevada (1mg de N-amoniaco oxidado a N-nitrato, são consumidos de 4,6 mg de O_2).

Von Sperling (1997), citando dados da literatura, comenta que a concentração de OD crítica, abaixo da qual a nitrificação não se

processa, encontra-se em torno de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Portanto, recomenda-se que a concentração de OD no reator não se reduza a menos de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, o que segundo a EPA (1993), nesses níveis, há acúmulo de nitrito, pois as *Nitrobacter* são mais sensíveis a baixas concentrações de O_2 , enquanto que, com as *Nitrosomonas* há um aumento em sua velocidade de crescimento.

A nitrificação em sistemas do tipo *wetlands* construídos é mais evidente nos sistemas de fluxo vertical em relação ao de fluxo horizontal, este fato é justificado pela diferença na forma de alimentação. A alimentação nos sistemas de fluxo vertical é realizada intermitentemente permitindo desse modo maior incorporação de oxigênio via convecção, difusão atmosférica no material filtrante e pelo transporte pelas plantas.

Segundo Copper et al. (1996) e Platzler (1999), a soma da fração difundida e a fração arrastada durante a alimentação intermitente, tende a penetrar e ser distribuída às camadas mais profundas do leito filtrante.

A Tabela 6 ilustra alguns exemplos de promoção da nitrificação em WCFV para esgotos domésticos.

Tabela 6 Alguns exemplos de promoção de nitrificação em WCFV no tratamento de esgotos domésticos

| Tipo de Efluente | Material filtrante | Carregamento | | | | Conversão | | %de Nitrificação | Referência |
|------------------|--------------------|---------------------------|--|---|--|--|----|----------------------|------------|
| | | T.H (mm.d ⁻¹) | DBO ₅ (g.m ⁻² .d ⁻¹) | DOO (g.m ⁻² .d ⁻¹) | N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹) | N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) | | | |
| Doméstico | Areia | 230,73 | * | 40 | 44,3 | 25,6 | 73 | Sezerino (2006) | |
| Doméstico | Areia | * | 35 | * | 47,8 | 34,9 | 89 | Platzer et al.(2007) | |
| Doméstico | Areia | 343,8 | * | 45,3 | 29,39 | 4,82 | 21 | Olijnyk (2008) | |
| Doméstico | Areia | 130 | 43 | 87 | 98 | * | 38 | Trein (2015) | |
| Doméstico | Areia | * | * | * | 55 | 37 | 73 | Platzer (2007) | |

*- Não especificado

3.4.1.2 Desnitrificação

A desnitrificação é um processo de redução, onde o nitrato produzido no processo de nitrificação é utilizado como receptor de elétrons provenientes de um material orgânico, passando para a forma gasosa (N_2), o qual representa a forma mais estável de nitrogênio. Neste processo, bactérias heterotróficas facultativas utilizam o nitrato ou oxigênio como acceptor final de elétrons e carbono orgânico como doador de elétrons (VYMAZAL et al., 1998, 2006; SAEED & SUN, 2012). Este processo tem como intermediários alguns compostos tóxicos tais como óxido nítrico (NO) e o óxido nitroso (N_2O), os quais são intermediados por enzimas distintas em cada etapa, com o respectivo óxido servindo como acceptor de elétrons (Figura 4). Biologicamente, bactérias heterotróficas como *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus* e *Spirillum* entre outras, convertem nitrato em condições anaeróbias ou anóxicas, de acordo com a Figura 4

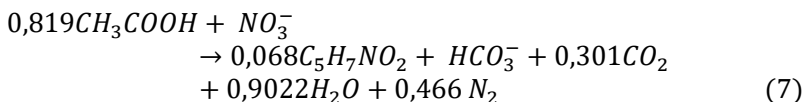
Figura 4 Etapas de desnitrificação e enzimas envolvidas



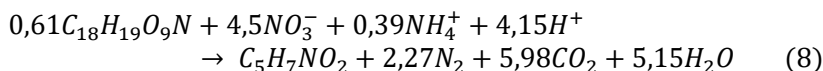
Fonte: (GERARDI, 2002)

Segundo Copper et al. (1996), os microrganismos heterotróficos utilizam substratos inorgânicos (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} e SO_4^{2-}) como fonte de oxigênio e compostos orgânicos como fonte de carbono.

A presença do doador de elétrons é fundamental para a desnitrificação. O doador de elétrons é o material orgânico biodegradável, que pode estar inserido no efluente a ser tratado ou adicionado artificialmente como metanol, etanol e acetato, entre outros (VON SPERLING, 1997). A estequiometria da desnitrificação, levando em consideração a biomassa produzida e a fonte de carbono facilmente biodegradável (acetato), é apresentada na Equação 7.



Considerando uma fonte de carbono complexa e o crescimento celular, o processo de desnitrificação é descrito através da Equação 8.



Fatores ambientais, tais como: pH, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, fonte de carbono, potencial redox e a relação C/N, podem influenciar na velocidade de desnitrificação (LEE et al., 2009; FAULWETTER et al., 2009; VYMAZAL, 2007). Em sistemas *wetlands*, a decomposição dos resíduos vegetais pode fornecer carbono orgânico.

Em condições de altas concentrações de oxigênio dissolvido, a desnitrificação pode ser afetada reversivelmente, a biomassa tem preferência pelo uso de oxigênio que é energeticamente mais favorável que o nitrato.

Platzer (1999) e Kayser et al. (2002), recomendam concentrações de OD máximas na ordem de 0,2 a 0,3 mg.L⁻¹, valores acima destes afetam negativamente a desnitrificação, esta condição é muito limitada nos WCFV porque geralmente são sistemas aeróbios

Segundo Metcalf & Eddy (2003), o pH ótimo para a desnitrificação fica em torno de 6,5 a 8,0 e a temperatura entre 10 a 35°C. Atingindo os valores ótimos (pH de 8,0 e temperatura de 35°C), a velocidade específica de crescimento chega a valores na ordem de 3 a 6 d⁻¹, sendo estas velocidades superiores a velocidade encontrada para bactérias nitrificantes autotróficas (WIESMANN et al., 2007).

3.4.1.3 ANAMMOX

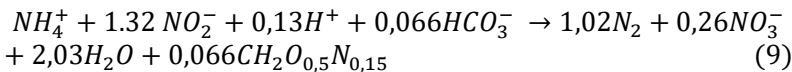
ANAMMOX (oxidação anaeróbia da amônia) é um processo ou uma rota alternativa de remoção de N₂ onde (N-NH₄⁺) é oxidado a (N₂), em condições anaeróbias e utilizando o (N-NO₂⁻) como acceptor de elétrons (VAN DE GRAAF et al., 1995; FAULWETTER et al., 2009). A oxidação autotrófica de amônia por nitrito tem a vantagem muito grande de não precisar de material orgânico para a desnitrificação. A aplicabilidade é maior nos casos em que a disponibilidade de material orgânico é um fator limitante, como na água de rejeito do lodo digerido ou quando se aplica pré - tratamento anaeróbio do afluente. Devido a sua elevada eficiência de remoção, sua aplicação se viabiliza para efluentes com elevadas concentrações de nitrogênio.

O processo ANAMMOX, devido à grande sensibilidade dos microrganismos envolvidos requer um controle rígido nas condições do sistema. Segundo Jetten et al. (2001), recomenda-se para este processo concentrações de OD ($< 0,06 \text{ mg.L}^{-1}$) e de nitrito ($< 230 \text{ mg.L}^{-1}$) pois que, acima destas condições promove-se inibição reversível no processo.

Este processo foi reportado nos *wetlands* construídos por Tanner et al., 2002; Kadlec et al., 2005; Shipin et al., 2005, Seed & Sun, 2012.

De acordo com a literatura especializada, as bactérias ANAMMOX são quimiolitotróficas e possuem uma fisiologia muito peculiar (SCHMIDT et al., 2001, JETTEN et al., 2001).

Baseando - se na rota metabólica proposta por Van Graaf et al. (1997) para oxidação anaeróbia do amônio, onde foram realizados alguns estudos visando a determinação de parâmetros estequiométricos da reação, utilizando-se um reator do tipo SBR, com eficiente retenção de biomassa ($> 90\%$). Portanto, a estequiometria resultante para oxidação anaeróbia do amônio é apresentada na Equação 9:



Segundo Dong & Sun (2007), com o processo ANAMMOX, cerca de 85% da amônia é convertido a N_2 , 15% a nitrato e $< 0,1\%$ a N_2O . O fato do produto principal ser N_2 permite o uso de ANAMMOX em combinação com outros processos, como o exemplo da desnitrificação para uma remoção completa da amônia em WCFV. Contudo, existem ainda incertezas quanto a existência de bactérias ANAMMOX nos *wetlands* construídos, condições de crescimento e a extensão do processo (VYMAZAL, 2007; FAULWETTER et al., 2009).

As vantagens do processo ANAMMOX sobre a tradicional combinação de nitrificação e desnitrificação para o tratamento de efluentes são a menor demanda de oxigênio, utilizada pelas nitrificantes para oxidação parcial do amônio para o nitrito, e nenhum requerimento de fonte externa de carbono, pois o processo é autotrófico. A desvantagem estaria relacionada à baixa velocidade de crescimento das bactérias ANAMMOX, o que prolongaria o “start up” do processo (EGLI et al., 2001).

Portanto, nos *wetlands* construídos, assim como em qualquer sistema natural, as interações microbianas envolvidas na degradação de

poluentes são complexas, necessitando uma melhor elucidação da atividade dessas populações.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Descrição do local de estudo

O desenvolvimento deste trabalho abrangeu atividades de campo e de laboratório. As atividades de campo foram realizadas junto a ETE descentralizada localizada no município de Palhoça - SC (latitude 27°54'4.82" e longitude 48°37'39.35"), destinada a atender a demanda de um condomínio residencial com capacidade de até 2200 pessoas.

As atividades de campo incluíram acompanhamento de rotina, medições de vazão de entrada in loco e coleta de amostras para análises laboratoriais, não havendo nenhuma alteração na operação da estação.

O sistema de tratamento é constituído por uma estação elevatória que recebe por meio da gravidade o efluente das residências. Desta elevatória o esgoto bruto é encaminhado por meio de bombeamento para o reator anaeróbio compartimentado (RAC), de onde é de novo bombeado, agora para a superfície de *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado (WCFV-FS), seguido da etapa de cloração em um tanque de contato com pastilhas de cloro.

A alimentação do WCFV-FS é realizada por intermédio de duas bombas que são acionadas alternadamente por um mecanismo automatizado utilizando bóia de nível. O bombeamento para WCFV-FS é realizado do último compartimento do RAC, cujas dimensões são 8,30 m de comprimento, 3,0 m de largura e 2,0 m de altura total.

O WCFV-FS é preenchido com 50 cm de areia grossa ($d_{10}=0,3$ mm e $U = 4,84$) e 20 cm de brita no fundo. A unidade foi dividida em quatro quadrantes e impermeabilizada com uma manta de polietileno de alta densidade (PEAD) para evitar infiltração do esgoto no subsolo. A alimentação nesta unidade é feita de forma paralela entre os quatro quadrantes, alternado para cada dois quadrantes a cada 30 dias.

Neste sistema, existe um dispositivo (mangote) na saída com o objetivo de manter o nível de esgoto com 20 cm de saturação dentro do leito. O efluente final é descarregado em um córrego que vai desaguar no mar. Este sistema foi construído em 2005, tendo iniciado a operação em 2006, possuindo uma área superficial de 3141 m², sendo a macrófita utilizada classificada como *Cyperus papiros*. Nas Figuras 5 e 6 estão apresentadas a representação esquemática da ETE- Praia de Fora e duas fotos tiradas em duas épocas diferentes (antes da poda e depois da poda das macrófitas). A Tabela 7 apresenta os parâmetros de projetos adotados para o dimensionamento do WCFV-FS.

Figura 5 Representação esquemática da ETE do condomínio Praia de Fora e respectivos pontos de amostragem

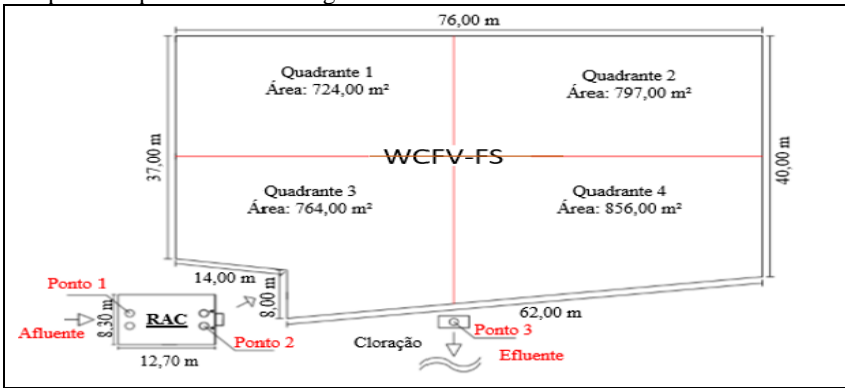


Figura 6 Fotos da ETE Praia de Fora antes e depois da poda das macrófitas
Fonte: Adaptado de Trein (2015)



Tabela 7 Parâmetros de projeto adotados no dimensionamento do WCFV-FS estudado

| Parâmetros | Valor | Unidades |
|-------------------------|--------|-------------------------|
| DBO ₅ | 23,44 | kg/d |
| DQO | 53,71 | kg/d |
| N _{tot} | 10,85 | kg/d |
| Vazão diária | 230,54 | m ³ /d |
| Carga orgânica aplicada | 14,5 | g DBO/m ² .d |

Fonte: TREIN (2015)

4.2. Monitoramento da qualidade do efluente

O monitoramento analítico da ETE envolveu medição da vazão do afluente e a caracterização físico-química para verificação das condições de entrada e de saída do efluente.

Os parâmetros analisados ao longo do período de monitoramento assim como na avaliação microbiológica juntamente com a metodologia empregada estão descritos na Tabela 8 e os mesmos seguem as recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* – APHA (1998), e Método de Voguel (1981).

Tabela 8 Parâmetros físico-químicos analisados e metodologia empregada

| Parâmetro | Método empregado |
|--|---|
| pH | Direto, Potenciométrico |
| Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹) | Titulométrico (APHA,1998) |
| DQO (mg.L ⁻¹) | Refluxo fechado (APHA,1998) |
| SS (mg.L ⁻¹) | Gravimétrico (APHA,1998) |
| N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹) | Voguel (1981) |
| N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) | Colorimétrico Alfanatilamina (APHA,1998) |
| N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) | Colorimétrico Brucina - (APHA,1998) |
| P-PO ₄ ⁻ (mg.L ⁻¹) | Colorimétrico de Ácido vanadomolibdofósforico (APHA,1998) |

A caracterização físico-químico foi realizada mensalmente nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio ambiente - LIMA e no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento

Descentralizado - GESAD, por meio de amostragens simples realizadas às 14 h, nos 3 pontos amostrados conforme indicado na Figura 5.

Todas as amostras coletadas foram armazenadas em garrafas de vidro e mantidas em recipientes térmicos, destinadas à realização das análises físico-químicas.

4.2.1 Cálculo da eficiência de remoção de nitrogênio global

A eficiência na remoção de nitrogênio foi determinada de acordo a Equação 10

$$Eficiência = \frac{[NT]_e - [NT]_s}{[NT]_e} \quad (10)$$

Onde:

$[NT]_e$: concentração de nitrogênio nas formas amoniacal, nitrato e nitrito na entrada do WCFV-FS ($mg.L^{-1}$);

$[NT]_s$: concentração de nitrogênio nas formas amoniacal, nitrato e nitrito na saída do WCFV-FS ($mg.L^{-1}$).

Segundo a literatura especializada, a eficiência de remoção de nitrogênio nos WCFV é influenciada por vários fatores sendo a ação conjunta das bactérias nitrificantes e desnitrificantes. Contudo, estudos recentes, mostram a existência de novas rotas metabólicas para a remoção de nitrogênio que baseiam-se na nitrificação parcial da amônia para nitrito com a combinação de oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX) (DONG et al., 2006).

4.2.2. Determinação da vazão média afluyente e TRH

A vazão de operação média ao longo do período de monitoramento foi determinada seguindo o método adotado por Trein (2015), e consistiu na medição dos níveis iniciais e finais do esgoto (por diferença de altura) no último compartimento do RAC.

O tempo de retenção hidráulica é uma variável de projeto das mais importantes. Todos os parâmetros analisados neste trabalho sofrem influência desta variável, e como na maioria dos sistemas de tratamento de esgotos atuais, têm maior eficiência na melhoria dos parâmetros, quanto maior TRH do processo.

Nos WCFV, o TRH pode ser calculado relacionando o volume útil do wetland e a vazão média afluyente. (Equação 11):

$$TRH = \frac{V_u}{Q_{afluente}} \quad (11)$$

Onde:

V_u – volume útil do wetland construído (m^3);

Q – vazão média afluyente ($m^3 \cdot dia^{-1}$);

TRH – tempo de retenção hidráulica (d).

Segundo Kadlec & Wallace (2009), para obter um correto dimensionamento de *wetlands* subsuperficiais, o volume contido no tanque deve ser multiplicado pela porosidade do meio suporte utilizado. A Equação (11) pode ser transformada em Equação (12)

$$TRH = \frac{\varepsilon \cdot h \cdot A}{Q_{afluente}} \quad (12)$$

ε - Porosidade média do meio suporte do wetland, neste caso (areia e brita 0,31);

h – profundidade do material de enchimento (m);

A – área superficial do wetland (m^2).

Deve se ressaltar que, o volume útil do WCFV calculado usando a equação 12, não leva em consideração o volume ocupado pelos sedimentos que se depositam no maciço filtrante ao longo do tempo de funcionamento, bem como o volume ocupado pelas raízes das plantas que se desenvolveram no sistema de tratamento. Uma aproximação foi feita com base nos estudos realizados por Manios et al. (2003), onde considera que, um leito plantado tem tempo de residência 82% menor que um leito sem plantas. Considerando esta aproximação, a equação 12 transforma-se em Equação (13):

$$TRH = \frac{0,82 \cdot \varepsilon \cdot h \cdot A}{Q} \quad (13)$$

4.3 Caracterização microbiológica

Em *wetlands* construídos, a maior parte da atividade microbiana encontra-se localizada nas camadas finas do material filtrante onde forma-se biofilme (BRIX, 1997). Segundo Sélas et al. (2002), nas camadas finas de areia ocorre o desenvolvimento do biofilme

melhorando a qualidade do efluente, enquanto que a presença de protozoários no biofilme está relacionada com alta eficiência de remoção (CHABAUD et al., 2006). Portanto, a caracterização microbiológica foi realizada partindo do pressuposto de que nos *wetlands* construídos a atividade microbiológica é intensa nas camadas de areia (material filtrante), isto é, desconsiderando o efeito das macrófitas.

A caracterização da biomassa aderida ao material filtrante foi realizada mediante estudos cinéticos que prescrevem parâmetros referentes à atividade dos microrganismos envolvidos, através da determinação relacionada à variação do consumo de substrato ou formação de produtos. Neste caso, com o objetivo de avaliar a atividade da biomassa aderida ao material filtrante, foi usada a respirometria por ser uma técnica rápida e simples na medição e interpretação da velocidade de consumo biológico de oxigênio, e de consumo de substrato sob condições experimentais definidas em várias profundidades do maciço filtrante (MARVANNOU et al., 2011). Paralelamente à determinação da atividade nitrificante, avaliou-se a atividade das bactérias desnitrificantes e a atividade das bactérias ANAMMOX em toda profundidade do leito filtrante

Tratando-se de processo biológico, é de grande interesse que se possa obter uma relação entre a atividade microbiana e a concentração do substrato limitante, de forma que se possa avaliar parâmetros utilizados em projetos e no seu controle, otimizando as principais reações envolvidas.

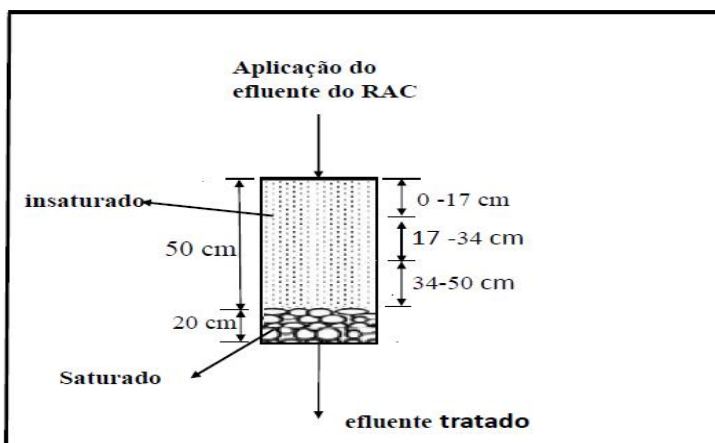
Diversos modelos matemáticos foram desenvolvidos nas últimas décadas, para representar as variações de remoção de determinado substrato em WCFV, existindo ainda muita controvérsia na utilização de modelo de Monod apresentado por Henze et al., (1987) para lodo ativado. A limitação reside no fato deste modelo ter sido desenvolvido para biomassa suspensa, enquanto que em WCFV a biomassa está aderida ao material filtrante. Entretanto, em muitos casos, a cinética de remoção de poluentes em WCFV é descrita pelo modelo de Monod (LANGERGRABER, 2003; GIRALDI et al., 2010; SKLARZ et al., 2010; SAEED & SUN, 2011b). Portanto, neste estudo considera-se o modelo de Monod.

4.3.1. Biomassa utilizada

A avaliação da atividade das bactérias nitrificantes, das bactérias heterotróficas, assim como das bactérias ANAMOX, foi realizada usando a biomassa coletada na parte insaturada e saturada do leito filtrante do WCFV-FS. O leito filtrante do WCFV-FS foi dividido em 4 partes, como é representado na Figura 7. Os ensaios de atividade foram realizados nas 3 profundidades da parte insaturada e na interface insaturado - saturado.

O inóculo utilizado para a realização dos experimentos foi coletado no WCFV-FS em pontos aleatórios do quadrante 3 usando um trado. A amostra consistia em areia grossa ($d_{10} = 0,3\text{mm}$) onde encontra-se aderido o consórcio microbiano. A Figura 7 apresenta as profundidades consideradas nos ensaios de atividade da biomassa aderida.

Figura 7 Representação esquemática do leito filtrantes e as profundidades consideradas na caracterização microbiológica



Após a coleta, todas as amostras foram armazenadas em frascos plásticos, mantidas em recipientes térmicos e levadas ao laboratório onde eram armazenadas a 4°C, até a realização dos ensaios que ocorriam 48h após a coleta. Os testes de atividade foram realizados nas dependências da UFSC, no Laboratório de Tratamento Biológico de Resíduos, pertencente ao Departamento de Engenharia Química e de Alimentos.

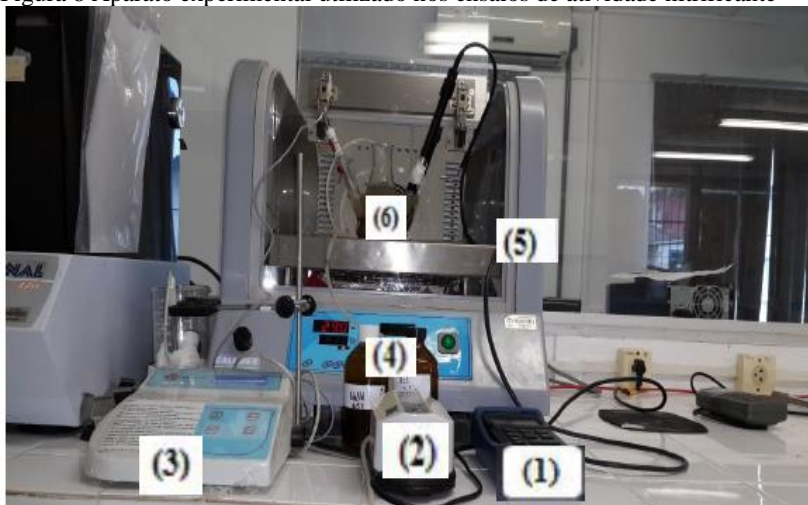
No laboratório, as amostras foram peneiradas para remover partículas grossas (raízes e folhas das plantas), lavadas várias vezes com solução de sais baseada no meio sintético (sem adição de compostos nitrogenados) para a remoção das várias formas nitrogenadas e, posteriormente, foi determinada a concentração de sólidos voláteis (SV) para se estimar a biomassa aderida em cada profundidade. Em seguida, procedeu-se com os testes de atividade para cada camada coletada.

4.3.2. Ensaio de atividade nitrificante específica

Este ensaio foi realizado com o objetivo de caracterizar a atividade nitrificante nas diferentes profundidades do leito filtrante do WCFV-FS, e extrair os parâmetros cinéticos. A determinação da atividade nitrificante do lodo foi realizada através de ensaios de respirometria os quais consistem na determinação da velocidade de consumo de oxigênio decorrentes do consumo de substrato pela quantidade de microrganismos. Para execução da técnica respirométrica, foi utilizado como reator um erlenmayer de vidro (500 mL) adaptado com três bocas, para inserção de eletrodos de pH e oxigênio dissolvido, e três chicanas na base com o objetivo de evitar a formação de vórtices durante a agitação (FERRETTI, 2002). A concentração celular considerada para as quatro camadas analisadas foi de aproximadamente $2,0 \text{ g SV.L}^{-1}$.

A Figura 8 ilustra o aparato experimental utilizado nos ensaios de respirometria. Os ensaios foram realizados a temperatura de $30 \pm 1^\circ \text{C}$ e provido de aeração pela utilização de um compressor de ar marca BIG AIR modelo A-420, com difusores submersos de pedra porosa. Um controlador de pH foi usado para manter os valores de pH na faixa de 7,5 – 8,0 e compensar a alcalinidade através de injeção de soluções de NaOH e HCl 2,5% (volume). A homogeneização do sistema foi realizada por um Shaker (CALLMEX) a uma rotação de 150 rpm e oxigênio dissolvido monitorado por oxímetro marca Oxi 340i/SET-WTW Germany.

Figura 8 Aparato experimental utilizado nos ensaios de atividade nitrificante



(1) - oxímetro; (2) - bomba de aeração (3) - controlador de pH (4) - solução de NaCl e NaOH para ajuste de pH (5)- Shaker (agitação e aquecimento); (6)- biorreator

Uma solução nutriente, baseada no meio sintético proposto por Campos et al. (1999), no entanto sem adição de compostos nitrogenados, foi preparada para servir como meio de cultura para as bactérias nitrificantes. A Tabela 9 apresenta a composição do meio sintético para o cultivo das bactérias nitrificantes.

Tabela 9 Composição do meio sintético para bactérias nitrificantes

| Componentes | Concentração (mg.L ⁻¹) |
|--------------------------------------|------------------------------------|
| MgSO ₄ .7H ₂ O | 109 |
| KH ₂ PO ₄ | 222 |
| NaCl | 889 |
| Na HCO ₃ | 595 |
| Solução de micronutrientes | 0,4 mL. L ⁻¹ |

Fonte: Adaptado de Campos et al, (1999)

Para avaliar a influência da concentração de substrato na velocidade de consumo de oxigênio, foram preparadas soluções de NH₄Cl de 5,10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 e 100 mg.L⁻¹, a fim de facilitar a

distribuição dos volumes utilizados nos pulsos dados durante o experimento. Os ensaios foram realizados em duplicata e a média das velocidades utilizada como valor para posterior determinação dos parâmetros cinéticos. Na sequência, a biomassa devidamente lavada (com concentração do substrato aproximadamente anulada), foi colocada no biorreator, e este completado com o meio de cultivo sintético até o volume de 500 mL, submetida a aeração, visando alcançar a concentração de saturação pelo oxigênio no meio líquido e ambientar as bactérias nitrificantes. Em seguida, a aeração foi interrompida e a queda da concentração de oxigênio dissolvido monitorada ao longo do tempo por medições em intervalos de 1 minuto, até a concentração de oxigênio alcançar valores próximos a 30% do valor da concentração OD de saturação do sistema. A velocidade de oxigênio encontrada representou a respiração endógena dos microrganismos.

Para determinar a velocidade de respiração exógena realizou-se o mesmo procedimento adicionando-se diferentes concentrações de substrato, através da realização de pulsos com concentrações previamente preparadas com solução de cloreto de amônio. Para cada velocidade encontrada foi descontado o valor relativo à respiração endógena e dividido pela concentração celular previamente estimada, e assumindo que mantém-se constante com o tempo, encontrando a velocidade específica de consumo de oxigênio Q_{O_2} .

Os dados de velocidade específica de respiração (Q_{O_2}) são obtidos através de balanço de massa para o oxigênio proposto por Schmidell (2001), que propõe para um reator descontínuo, aerado e agitado, conforme a Equação 14:

$$\frac{dC}{dt} = K_{la}(C_s - C) - Q_{O_2}X \quad (14)$$

Onde:

C - concentração de oxigênio dissolvido no instante t ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$);

C_s - concentração de oxigênio dissolvido na saturação ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$);

K_{la} - coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio ($\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$);

$Q_{O_2} X$ - velocidade de consumo de oxigênio [$\text{mgO}_2\cdot(\text{L min})^{-1}$];

Q_{O_2} - velocidade específica de respiração [$\text{mgO}_2\cdot(\text{g SV}\cdot\text{min})^{-1}$]

X- concentração celular (g SV/L)

t - tempo (min).

Como a aeração é interrompida durante a medida do oxigênio dissolvido, pode-se dizer que K_{la} é desprezível. A Equação 14 fica:

$$-Q_{O_2}X = \frac{dC}{dt} \quad (15)$$

Considerando-se que a grandeza $Q_{O_2} X$ é constante durante o pequeno intervalo de tempo sem aeração e sem que C seja limitante, a integração da Equação 15 resulta na Equação 16. Trata-se portanto, da equação de uma reta, cujo coeficiente angular nos fornece o valor de $Q_{O_2} X$.

$$C = C_o - Q_{O_2}X(t - t_o) \quad (16)$$

Onde:

C_o – concentração de oxigênio dissolvido no instante t_o ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$).

Através de fator estequiométrico de conversão entre o oxigênio e amônio, $4,25 \text{ mg O}_2 / \text{mg N-NH}_4^+$, pode-se calcular a velocidade específica de consumo de substrato, $Q_{\text{NH}_4\text{-N}}$.

Por fim, com os resultados de $Q_{\text{NH}_4\text{-N}}$ e as diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal, pode-se ajustar os dados ao modelo de Monod mostrado na Equação 17. A estimativa dos dados foi realizada com programa Origin 8.0, com o modelo de regressão não linear.

$$Q_{N\text{-NH}_4} = Q_{N\text{-NH}_4\text{max}} \frac{N - \text{NH}_4}{N - \text{NH}_4 + K_N} \quad (17)$$

Onde:

$Q_{N\text{-NH}_4\text{max}}$ – Velocidade específica máxima de consumo de substrato ($\text{mg N-NH}_4 (\text{g SV} \cdot \text{min})^{-1}$);

$N\text{-NH}_4$ – concentração de nitrogênio amoniacal ($\text{mgN-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$);

K_N – constante de saturação de nitrogênio amoniacal ($\text{mgN-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$)

4.3.3. Velocidades específicas de consumo de substrato e de formação de produtos

As velocidades específicas de consumo de substrato (μ_S) assim como as velocidades de formação de produtos (μ_P), são determinadas a partir da regressão linear das concentrações de substrato e de formação de produtos em função do tempo, resultantes dos ensaios cinéticos experimentais, conforme as Equações 18 e 19 respectivamente.

$$\mu_S = \frac{1}{X} \left(- \frac{dS}{dt} \right) \quad (18)$$

$$\mu_P = \frac{1}{X} \left(\frac{dP}{dt} \right) \quad (19)$$

Onde:

μ_S – velocidade específica de consumo de substrato ($\text{mgN.gSV}^{-1}\text{h}^{-1}$);

μ_P . velocidade específica de formação de produto ($\text{mgN.gSV}^{-1}\text{h}^{-1}$);

X – concentração celular (g SV.L^{-1}).

4.3.4. Ensaio cinético de consumo de substrato

O ensaio cinético de consumo de substrato foi realizado em batelada e teve como objetivo estimar a velocidade máxima de consumo de substrato na camada com maior potencial de nitrificação. Este ensaio foi realizado segundo a metodologia adaptada de Dong et al. (2011).

Para a realização do ensaio foi considerado o lodo coletado na primeira camada (0 a 17 cm) do WCFV-FS, dado que, o ensaio respirométrico mostrou que a atividade nitrificante é mais evidente nesta camada. Como meio de cultura, utilizou-se o meio Campos et al. (1999) (Tabela 9), incluindo N-NH_4^+ com concentração de 50 mg.L^{-1} , aproximadamente a mesma de entrada no WCFV. Para sua realização, em um reator descontínuo de 500 mL foi ressuspensa a biomassa com uma concentração celular de aproximadamente a 2 gSV.L^{-1} , com o meio nutritivo completando um volume reacional de 500 mL. O biorreator foi colocado em agitação no Shaker, pH e temperatura ajustadas. Em intervalos de tempos iguais, 5 mL de amostras foram coletadas, filtradas para análises de N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^- .

A velocidade específica de consumo de substrato ($\mu_{\text{N-NH}_4}$) assim como a velocidade específica de formação de produtos ($\mu_{\text{N-NO}_2}$) e ($\mu_{\text{N-NO}_3}$) foram determinadas a partir da regressão linear das concentrações de substrato e de produtos em função de tempo, usando as concentrações resultantes dos ensaios experimentais, conforme as Equações 18 e 19.

4.3.5. Ensaio de atividade desnitrificante específica

Como foi discutido anteriormente, a desnitrificação é um processo que utiliza N-NO_3^- como aceptor de elétrons, forma oxidada de N-NH_4^+ .

Portanto, a etapa de desnitrificação deve ser posterior à etapa de nitrificação em WCFV-FS.

A fim de verificar a capacidade de desnitrificação da biomassa contida em cada camada do maciço filtrante do WCFV-FS, e estimar a máxima velocidade de consumo em cada camada, realizaram-se experimentos de desnitrificação em batelada. Estes ensaios foram realizados considerando o lodo coletado nas três camadas da zona insaturada e na interface insaturado/saturado. Os quatro reatores foram inoculados com uma concentração celular de aproximadamente $2,0 \text{ gSV.L}^{-1}$, utilizando como reator um erlenmayer de vidro (500 mL) com volume útil de 350 mL e a passagem superior fechada com filme de parafina, para evitar contaminação por oxigênio. Os experimentos foram conduzidos em uma incubadora Shaker (TECNA-TE 420L) com controle de temperatura a 30°C e velocidade de rotação moderada, o que possibilitou manter o sistema minimamente homogeneizado e à temperatura constante. Para avaliar a influência do substrato na velocidade de consumo das bactérias, foram realizados ensaios de atividade para cada camada utilizando concentrações de aproximadamente 5, 10, 20, 30, 40, 50, 70 e 100 $\text{mg N-NO}_3^-.\text{L}^{-1}$, considerando relação COT: N-NO_3^- de 3,0.

Para este ensaio foi utilizado o meio de cultivo proposto por Wang et al. (1995). O meio continha uma fonte de carbono (acetato de sódio), uma fonte de nitrato (nitrato de sódio), variável conforme o aumento da concentração e conforme exige a estequiometria do processo. Nas Tabelas 10 e 11 estão apresentadas a composição dos nutrientes do meio de cultivo e as soluções de micronutrientes para o ensaio de desnitrificação.

As amostras foram coletadas em intervalos de 30 minutos durante 6 horas de duração da cinética, o monitoramento dos ensaios foi realizado por análises de COT e N-NO_3^- .

Assim, para encontrar a velocidade específica de consumo de substrato e formação de produtos, o valor de cada velocidade encontrada foi dividido pela concentração celular, assumindo constante e previamente determinada.

Tabela 10 Composição de nutrientes para ensaio cinético de desnitrificação

| Componentes | Concentração (mg.L ⁻¹) |
|--------------------------------------|------------------------------------|
| MgSO ₄ .7H ₂ O | 100 |
| KH ₂ PO ₄ | 2900 |
| CaCl ₂ .2H ₂ O | 170 |
| NaCl | 5000 |
| Solução de elementos traço | 10 mL. L ⁻¹ |

Fonte: WANG et al. (1995)

Tabela 11 Composição da solução de elementos traço do meio sintético para ensaio cinético de desnitrificação

| Componentes | Concentração (mg.L ⁻¹) |
|---|------------------------------------|
| MnSO ₄ .H ₂ O | 3000 |
| EDTA | 1000 |
| FeSO ₄ .7 H ₂ O | 100 |
| CoCl ₂ .6H ₂ O | 100 |
| ZnSO ₄ .7H ₂ O | 10 |
| CuSO ₄ .5H ₂ O | 10 |
| Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O | 10 |
| AlK(SO ₄) ₂ .2H ₂ O | 10 |
| H ₃ BO ₃ | 10 |
| Água destilada | 1 L |

Fonte: WANG et al. (1995)

4.3.6. Ensaio de atividade ANAMMOX específica

A fim de verificar a atividade das bactérias ANAMMOX no maciço filtrante do WCFV-FS e identificar a rota mais provável de remoção de nitrogênio no sistema, realizou-se o ensaio de atividade ANAMMOX.

Para caracterizar a biomassa ANAMMOX e extrair os parâmetros cinéticos em função da sua atividade, foram realizados ensaios cinéticos considerando o lodo das três camadas da parte insaturada e da interface insaturada-saturada. Neste caso, para execução de ensaios, foi utilizado como reator um erlenmayer de vidro (500 mL) com volume útil de 350 mL. A concentração celular da biomassa ANAMMOX utilizada para cada reator foi de aproximadamente 2,0 gSV.L⁻¹.

Os ensaios foram conduzidos em uma incubadora Shaker (TECNAL-TE 420), com controle de temperatura a 30°C com velocidade de rotação mínima (o suficiente para manter o sistema devidamente homogêneo e a temperatura constante). Para avaliar a influência do substrato na velocidade de consumo das bactérias, foram realizados ensaios utilizando concentrações de aproximadamente 5, 10, 20, 30, 40, 50, 70 e 100 mg NT.L⁻¹, sendo destes 50% na forma de N-NH₄⁺ e 50% na forma de N-NO₂⁻, conforme estequiometria do processo.

Na sequência, aproximadamente 2,0 gSV.L⁻¹ foram suspensas no reator e completado com meio nutritivo sintético previamente preparado para 350 mL. Na atmosfera do reator foi borbulhado gás argônio a fim de eliminar oxigênio dissolvido no meio, imediatamente após retirar o dispersor de gás, a passagem superior foi fechada com tampa filme de parafina, com um sistema de coletas de amostras acoplado de modo a evitar contaminação por oxigênio a longo prazo. Para este ensaio foi utilizado o meio de cultivo proposto por Van de Graaf (1996). As Tabelas 12 e 13 apresentam a composição de nutrientes e micronutrientes para ensaio de atividade ANAMMOX.

As amostras foram coletadas em intervalos de 30 minutos durante 6 horas de duração da cinética, o monitoramento dos ensaios foi realizado por análises de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻.

Assim, para encontrar a velocidade específica de consumo de substrato e formação de produtos, o valor de cada velocidade encontrada foi dividido pela concentração celular assumindo constante e previamente determinada.

Tabela 12 Composição de nutrientes para ensaio cinético de atividade ANAMMOX

| Componentes | Concentração(mg.L ⁻¹) |
|--------------------------------------|-----------------------------------|
| FeSO ₄ .7H ₂ O | 9,0 |
| KH ₂ PO ₄ | 27 |
| CaCl ₂ .2H ₂ O | 143 |
| NaHCO ₃ | 420 |
| MgSO ₄ .7H ₂ O | 240 |
| ETDA | 5,0 |
| NH ₄ Cl | * |
| NaNO ₂ | * |
| Solução de micronutrientes | 0,3 mL. L ⁻¹ |

Fonte: Van de Graaf (1996) Adaptado

* Variável em função da concentração de nitrogênio pretendida no meio reacional.

Tabela 13 Composição da solução de micronutrientes para ensaio de atividade ANAMMOX

| Componentes | Concentração (mg.L ⁻¹) |
|--|------------------------------------|
| ZnSO ₄ | 1250 |
| CoCl ₂ .6H ₂ O | 30 |
| MnSO ₄ | 1150 |
| CuSO ₄ .5H ₂ O | 44 |
| Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O | 129 |
| Al ₂ (SO ₄) ₃ .2H ₂ O | 201 |
| KCl | 100 |

Fonte: Van de Graaf (1996) Adaptado

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Vazão média afluyente e Tempo de Retenção Hidráulica da ETE

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é uma variável de projeto das mais importantes, sendo que todos os parâmetros analisados neste trabalho sofrem influência desta variável e, como na maioria dos sistemas de tratamento de esgotos atuais, têm maior eficiência no tratamento quanto maior for o tempo de retenção hidráulica.

Neste estudo, de acordo com os valores da vazão apresentados na Tabela 14, a vazão média de operação durante as 10 medições realizadas na ETE foi de $13,20 \text{ L.s}^{-1}$. Este valor é referente ao volume bombeado por apenas uma bomba, uma vez que, as duas bombas presentes no último compartimento do RAC (afluyente do WCFV-FS) trabalham de forma alternada.

Tabela 14 Valores encontrados na medição da vazão ao longo de 2015

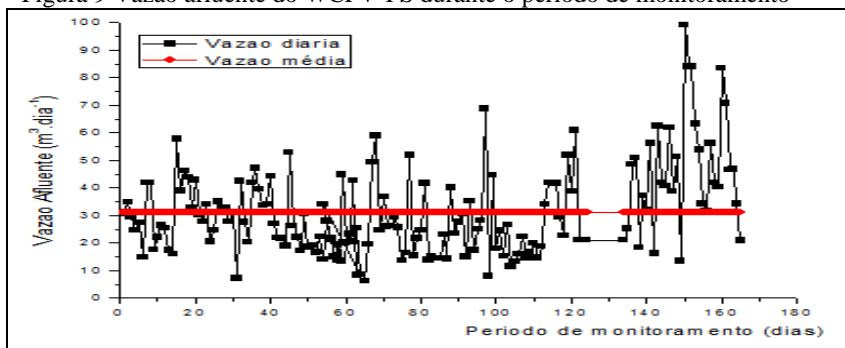
| Data | Bomba | Nível Inicial (cm) | Nível final(cm) | Volume (m^3) | Vazão (L.s^{-1}) |
|-------|-------|--------------------|-----------------|-------------------------|-----------------------------|
| 27/01 | 1 | 63 | 32 | 7,72 | 14,30 |
| 24/02 | 2 | 64 | 33 | 7,72 | 8,04 |
| 08/04 | 2 | 64 | 31 | 8,22 | 12,45 |
| 11/05 | 1 | 64 | 32 | 7,97 | 12,07 |
| 09/06 | 2 | 52 | 28 | 5,97 | 12,54 |
| 07/07 | 1 | 63 | 31 | 7,97 | 13,28 |
| 17/08 | 2 | 68 | 32 | 8,97 | 13,58 |
| 10/09 | 1 | 73 | 48 | 6,23 | 16,38 |
| 20/10 | 2 | 98 | 37 | 15,19 | 14,06 |
| 11/11 | 1 | 97 | 42 | 13,72 | 15,22 |

Correlacionando a vazão de operação média obtida, com o tempo total que as bombas permaneceram ligadas por dia, é possível calcular o volume de esgoto aplicado por dia no WCFV-FS, ou seja, a vazão diária afluyente.

Os resultados da vazão afluyente diária e a vazão média para o período de monitoramento, compreendido entre os meses de Janeiro a Novembro de 2015 estão apresentados na Figura 9. A curva de vazão apresentada na Figura 9 foi obtida através da correlação entre a vazão de

operação e os dados do sistema remoto, onde, só foi possível utilizar 60% dos dados fornecidos pelo sistema. Este fato é justificado pela falta de dados nos meses de Julho e Setembro e pela desconsideração de eventos extremos de bombeamento em alguns dias pontuais. A partir da curva da Figura 9, pode se constatar que o *wetland* recebia uma vazão média diária de $31 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ distribuídas em quatro alimentações diárias, numa área de 1580m^2 com uma taxa hidráulica média de $20 \text{ mm}.\text{dia}^{-1}$.

Figura 9 Vazão afluyente do WCFV-FS durante o período de monitoramento



Considerando a área dos quadrantes 1 e 4 (1580 m^2) e assumindo que o tratamento efetivo ocorre nos 70 cm do leito filtrante constituídos por areia e brita com porosidade média de 0,30, o tempo de retenção hidráulica, foi determinado a partir da Equação 13 e é estimado em 8,74 dias, proporcionado pela existência de fundo saturado. A literatura especializada recomenda para este tipo de sistemas um TRH que varia (1 a 8 dias), tempo de contato suficiente para permitir a remoção de vários poluentes (STEFANIKIS et al, 2014).

O tempo de retenção obtido nesta pesquisa é muito alto, significando que o esgoto permanece em contato com material filtrante por longo período, permitindo desse modo uma boa remoção de poluentes. Este fato é atualmente favorecido pela baixa vazão afluyente; à medida que a vazão aumentar o tempo de retenção tenderá a diminuir.

Deve ser ressaltado que os fenômenos de evapotranspiração e precipitação de chuvas que afetam este tipo de tratamento e contribuem no balanço hídrico do sistema não foram monitorados, o TRH calculado deve variar bastante em função das condições climáticas em vigor (TONIATO, 2005).

Segundo a NBR 7.229/1993 (ABNT, 1993), a contribuição diária de um habitante pode chegar a $0,16 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$, com isso, pode-se

estimar em aproximadamente 195 habitantes no condomínio. Este valor condiz com a informação obtida no local (aproximadamente 200 pessoas residem atualmente no condomínio Praia de Fora).

Trein (2015), operando o mesmo sistema em 2014, obteve uma vazão média diária de $18 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, uma taxa hidráulica de $12 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$, para uma população estimada de 100 habitantes.

A taxa hidráulica é um parâmetro importante para o controle da ETE. Existem vários estudos na literatura investigando a taxa hidráulica nos WCFV de modo a evitar problemas de colmatção e garantir uma boa eficiência de remoção de poluentes. O valor da taxa hidráulica é muito influenciado pelo clima da região; em regiões de clima frio, a taxa hidráulica recomendada não deve exceder de 100 a $120 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ para WCFV e para regiões de clima quente, uma ampla faixa pode ser considerada, variando de 50 a $300 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ (SEZERINO, 2006; HOFFMAN et al, 2011).

Do resultado obtido neste ensaio, percebe-se que a taxa hidráulica aplicada no WCFV-FS de Praia de Fora é muito menor do que a encontrada na literatura nas mesmas condições climáticas. Sezerino (2006), estudando potencialidades de WCFV, utilizou uma taxa hidráulica aplicada de $230 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$, enquanto que o Platzer (2007) utiliza no seu estudo $237 \text{ mm} \cdot \text{dia}^{-1}$. A taxa hidráulica no sistema Praia de Fora é justificada pela baixa contribuição relativa da população, visto que, o condomínio conta com aproximadamente 10% dos 2200 possíveis moradores para o qual o sistema foi projetado.

5.2. Avaliação do comportamento da ETE

A Tabela 15 apresenta o resumo das concentrações médias e desvio padrão para os parâmetros físico-químicos analisados ao longo dos 12 meses de monitoramento (Janeiro a Dezembro de 2015) na ETE- Praia de Fora.

Cabe ressaltar que a qualidade do efluente tratado sofreu variações ao longo do período de estudo devido a variações climáticas (mudança das estações), assim como a influência da chuva ao longo do ano.

Todos os resultados obtidos durante o período de monitoramento estão apresentados no Apêndice I

Tabela 15 Resultados médios obtidos na caracterização físico - química do efluente nos três pontos amostrados

| Parametro | 1º Compartmento do RAC (P1) | | Entrada WCFV-FS (P2) | | Saída WCFV-FS (P3) | |
|---|-----------------------------|------|----------------------|------|--------------------|------|
| | Média ± DP | N* | Média ± DP | N* | Média ± DP | N* |
| pH | 7,18 ± 0,08 | (12) | 7,11 ± 0,15 | (12) | 6,69 ± 0,20 | (12) |
| Alcalinidade mg CaCO ₃ .L ⁻¹ | 230,17 ± 54,55 | (12) | 196,17 ± 57,77 | (12) | 100,96 ± 24,52 | (12) |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 279,53 ± 74,19 | (12) | 188,68 ± 71,38 | (12) | 20,59 ± 11,05 | (12) |
| SS (mg.L ⁻¹) | 41,07 ± 14,39 | (12) | 22,22 ± 5,38 | (12) | 3,13 ± 2,84 | (12) |
| ST (mg.L ⁻¹) | 419,76±160,51 | (12) | 335,93 ± 153,5 | (12) | 226,19 ± 135,3 | (12) |
| N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹) | 56,98 ± 4,13 | (12) | 48,59 ± 16,41 | (12) | 4,52 ± 2,99 | (12) |
| N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹) | 0,13 ± 0,06 | (12) | 0,08 ± 0,06 | (12) | 0,02 ± 0,01 | (12) |
| N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹) | 0,21 ± 0,20 | (12) | 0,11 ± 0,11 | (12) | 16,83 ± 10,69 | (12) |
| P-PO ₄ ⁻ (mg.L ⁻¹) | 21,91 ± 9,57 | (12) | 15,30 ± 7,67 | (12) | 2,51 ± 0,59 | (12) |

N*- Representa o número de amostragens analisadas; DP- representa desvio padrão

5.2.1 pH e Alcalinidade

Os valores de pH e alcalinidade obtidos durante os 12 meses de monitoramento estão representados na Figura 10 e 11. A Figura 10, apresenta o comportamento dos valores de pH e a Figura 11, o comportamento dos valores de alcalinidade do esgoto nos três pontos de amostragem (1º compartimento do reator anaeróbico compartimentado, afluente e efluente do WCFV-FS).

Figura 10 Comportamento dos valores de pH durante o período de monitoramento

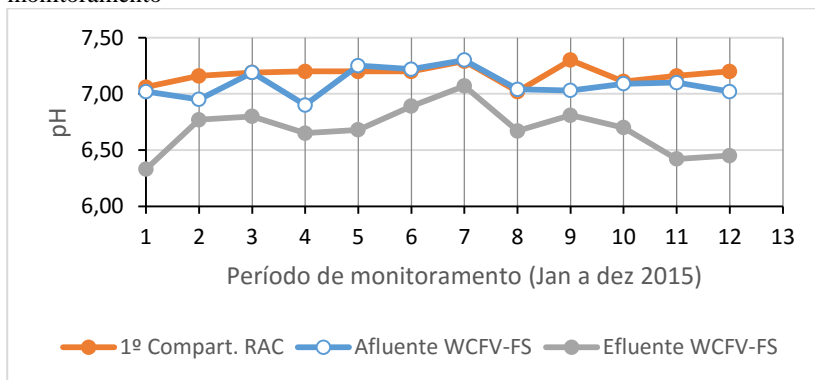
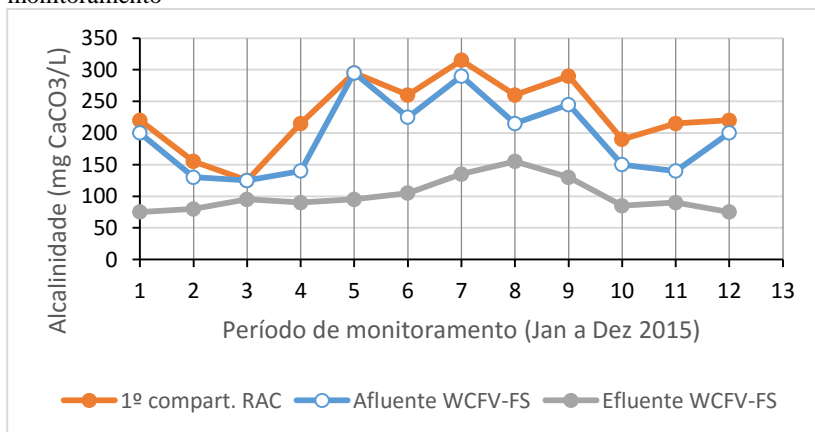


Figura 11 Comportamento dos valores de alcalinidade durante o período de monitoramento



A partir da Figura 10, pode se constatar que o pH permaneceu perto da neutralidade no primeiro compartimento do reator anaeróbio e no afluente do WCFV-FS, durante aproximadamente todo o período de monitoramento, contudo, após a passagem do esgoto pelo WCFV-FS, o pH reduziu, tendo alcançado um valor médio final de 6,68. Esta redução de pH após a passagem pelo WCFV-FS pode estar relacionada com o equilíbrio formado entre a nitrificação e desnitrificação, pois o processo de nitrificação consome alcalinidade mas a desnitrificação consome acidez. Portanto, o equilíbrio entre a nitrificação e a desnitrificação pode ter contribuído para que o efluente permanecesse levemente ácido.

O pH influencia na atividade dos microrganismos, podendo afetar as enzimas envolvidas no metabolismo, bloqueando o sítio ativo de forma reversível.

De acordo com a Resolução CONAMA nº430/2011 (BRASIL, 2011), o pH do efluente lançado ao longo do período de monitoramento apresentou valores dentro dos padrões de lançamento.

Com relação à alcalinidade (Figura 11), nota-se maiores concentrações no esgoto bruto (1º compartimento do reator anaeróbio) com uma concentração média de $230 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, comparado com a concentração média afluente do WCFV-FS de $196 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e efluente de WCFV-FS com concentração média de $101 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Esta diferença de alcalinidade entre o afluente e efluente do WCFV-FS é igualmente justificada, teoricamente, pela ocorrência da nitrificação e desnitrificação no WCFV-FS. A alcalinidade média obtida no afluente do WCFV-FS é resultante do equilíbrio entre o processo de nitrificação e desnitrificação. Segundo Schmidell & Spiller (2005), na oxidação de 1 mol de nitrogênio há uma produção de $1,88 \text{ mol H}^+$, equivalente ao consumo de 1,98 moles de alcalinidade.

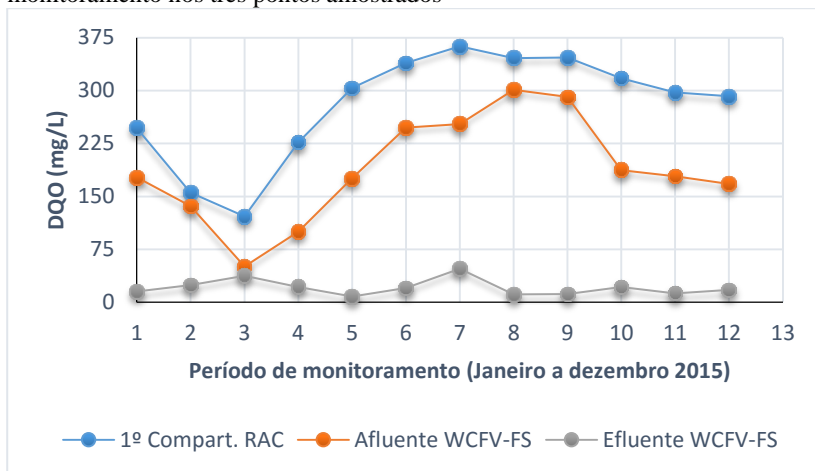
No entanto, segundo Wiesmann et al. (2007), o processo de desnitrificação produz aproximadamente metade da alcalinidade necessária para a nitrificação.

5.2.2 Remoção da matéria orgânica carbonácea

A remoção da matéria carbonácea em termos de DQO no WCFV-FS é realizada por combinação entre mecanismos físicos e microbianos. Segundo Lee et al. (2004), os sólidos grosseiros podem ser removidos em um tratamento primário, permitindo assim, uma hidrólise de sólidos orgânicos. Essa etapa aliada à elevada colonização dos microrganismos no material filtrante dos WCFVs faz com que rapidamente as reações químicas sejam catalisadas.

Durante os 12 meses de monitoramento, os valores das concentrações médias de DQO obtidos nos três pontos de amostragem foram: $280 \pm 78 \text{ mg.L}^{-1}$, $189 \pm 77 \text{ mg.L}^{-1}$ e $21 \pm 12 \text{ mg.L}^{-1}$ para o esgoto bruto no 1º compartimento do RAC, afluente e efluente do WCFV-FS, respectivamente. Como pode se constatar, os valores das concentrações nos três pontos de amostragem apresentam altos valores de desvio padrão, o que pode ser justificado pela instabilidade da estação devido a fatores ambientais ao longo do período de monitoramento. Contudo, a eficiência média global para a remoção da DQO foi de 93%, sendo que o WCFV-FS teve uma eficiência de 89%. A Figura 12 apresenta um gráfico evolutivo das concentrações de DQO para os 3 pontos amostrados.

Figura 12 Comportamento da concentração de DQO durante o período de monitoramento nos três pontos amostrados



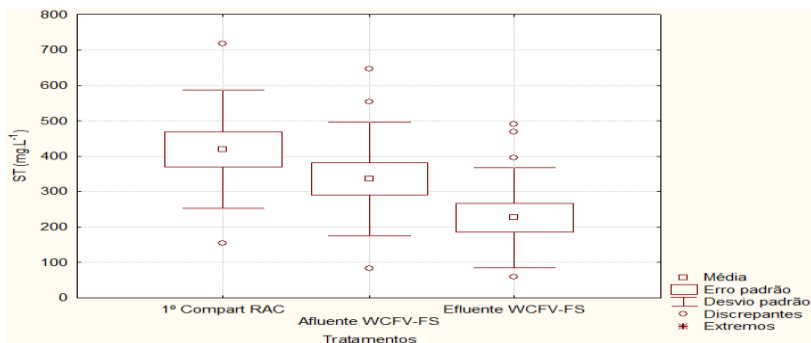
Deve-se ressaltar a baixa eficiência de remoção de DQO no reator anaeróbio compartimentado, com 34%, valor relativamente inferior ao reportado por Trein (2015) que obteve 43%. Esta relativa redução pode estar ligada com o acúmulo de lodo no fundo do reator anaeróbio devido à falta de limpeza do lodo excedente.

De uma forma geral, as eficiências globais de remoção de matéria orgânica obtidas foram semelhantes às reportadas por Trein et al. (2015) operando com esta mesma ETE.

5.2.3 Remoção de Sólidos

No que diz respeito à remoção de sólidos, destacam-se os sólidos totais e suspensos. Na Figura 13 apresenta-se um gráfico do tipo box plot indicando o comportamento das concentrações de sólidos totais no esgoto bruto, afluente e efluente do WCFV-FS.

Figura 13 Comportamento da concentração de ST nos três pontos amostrados durante o período de monitoramento

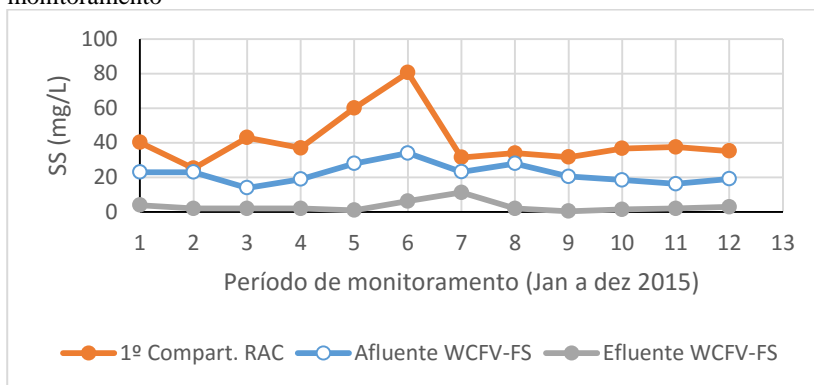


As concentrações médias de sólidos totais encontradas no esgoto bruto (1º compartimento do RAC), afluente e efluente do WCFV-FS, foram de 420 mg.L⁻¹, 336 mg.L⁻¹ e 226 mg.L⁻¹, respectivamente, correspondendo a uma eficiência global de 46%, sendo que o WCFV-FS teve uma eficiência de 33%.

Na Figura 14 apresenta-se um gráfico evolutivo das concentrações médias de SS nos três pontos de amostragem, com as concentrações médias de 41; 22; e 3 mg.L⁻¹ para o esgoto bruto no 1º compartimento do RAC, afluente e efluente do WCFV-FS respectivamente, representando uma eficiência média global de 92%. Contudo, a eficiência média do WCFV-FS foi de 86%.

As altas eficiências obtidas neste sistema são semelhantes às reportadas por Trein (2015) que, trabalhando neste mesmo arranjo tecnológico, obteve uma eficiência média global de 94%, sendo que o WCFV-FS foi responsável pela remoção de 88%. Vários resultados semelhantes são reportados em muitos trabalhos da literatura especializada, como exemplo pode-se citar Abou-Elela et al. (2012) que, operando um sistema no Egito, obteve eficiência de remoção de 88%, 90% e 92% para DQO, DBO e SS, respectivamente.

Figura 14 Gráfico evolutivo da concentração de SS durante o período de monitoramento



Apesar de algumas variações ao longo do período de monitoramento, pode-se constatar que o WCFV-FS apresentou uma remoção constante de sólidos suspensos, tendo atingido o objetivo de qualidade para o nível de tratamento avançado, segundo preconizado por Metcalf & Eddy (1991).

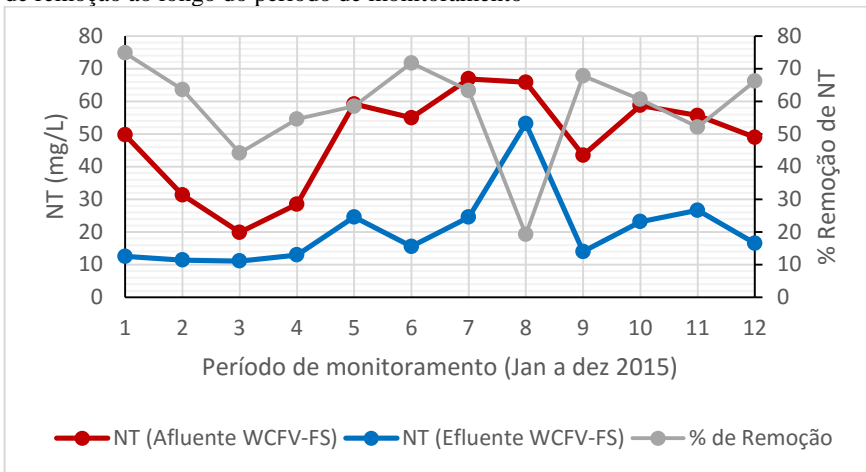
5.2.4 Acompanhamento das frações nitrogenadas

A Figura 15 apresenta graficamente os resultados obtidos durante o acompanhamento analítico das frações nitrogenadas (amônio, nitrito e nitrato) durante o período de monitoramento, a partir das análises afluente e efluente de WCFV-FS. O NT (nitrogênio total) foi obtido a partir da soma de todas as frações nitrogenadas presentes no esgoto e a eficiência foi determinada conforme a Equação 10.

As frações médias das diferentes formas de nitrogênio mensuradas na massa líquida, em cada ponto de amostragem, são apresentados na Tabela 15.

Conforme a Tabela 15, uma das formas de nitrogênio presente no esgoto é a amoniacal; a concentração média no esgoto bruto, no 1º compartimento do RAC foi de 57 mg.L^{-1} enquanto que, no afluente e efluente do WCFV-FS as concentrações médias foram de 49 mg.L^{-1} e $4,5 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Considerando a soma das três frações nitrogenadas afluente e efluente têm-se 49 mg.L^{-1} e 21 mg.L^{-1} para afluente e efluente do WCFV-FS, respectivamente.

Figura 15 Acompanhamento das frações nitrogenadas e o respectivo percentual de remoção ao longo do período de monitoramento



Os valores das concentrações nos três pontos de amostragem foram caracterizados por grandes instabilidades; esta instabilidade pode ser justificada pela variação da precipitação pluviométrica ao longo do período de monitoramento. Contudo, a eficiência média global de remoção de NT foi de 64%, o WCFV-FS apresentou uma eficiência média de remoção de 57%. A partir deste resultado fica evidente a existência de rotas metabólicas de remoção de NT no wetland. Segundo Faulwetter et al. (2009) e García et al. (2010), as rotas mais prováveis de remoção de nitrogênio em WCFV-FS são a nitrificação seguida da desnitrificação, podendo existir outras rotas, como é o caso da oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX).

Neste caso, o processo de nitrificação no WCFV-FS é evidenciado pela diminuição da concentração de $N-NH_4^+$ e pelo surgimento da concentração de $N-NO_3^-$ no efluente do WCFV-FS, e a desnitrificação pela diferença das frações nitrogenadas afluente e efluente do WCFV-FS.

Segundo Stefanikis et al. (2014), baseando-se em pesquisas realizadas em vários países do mundo, a eficiência média de remoção de NT em WCFV varia de 20 a 94%.

Langergreber et al. (2008), trabalhando com um WCFV com 20 cm de fundo saturado, com um carregamento de $40 \text{ g DQO m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, também reportaram eficiência de remoção de NT de cerca de 50%, indicando a capacidade destes sistemas em remover nitrogênio.

Deve-se salientar as altas eficiências obtidas na remoção de NT assim como da matéria orgânica, acreditando-se desse modo que o oxigênio não foi fator limitante no processo de transformação do nitrogênio. Como as características construtivas do WCFV-FS permitem condições para a remoção do nitrogênio, devido à existência de saturação de fundo aliado à diferença verificada entre as frações nitrogenadas afluente e efluente, acredita-se que o processo de desnitrificação tenha ocorrido.

Além da desnitrificação parcial, outros mecanismos de remoção podem ter contribuído para a remoção de NT afluente, como a oxidação anaeróbia de amônio (ANAMMOX), adsorção pelo material filtrante, assimilação pelas macrófitas, bem como a diluição pela precipitação pluviométrica.

Korkusuz, Berklioglu & Demirer (2004) reportam que a precipitação pluviométrica dilui as concentrações dos poluentes dentro do wetland, resultando em valores baixos no efluente final. Por outro lado, a evapotranspiração concentra os poluentes, devido à diminuição dos níveis de água dentro do wetland.

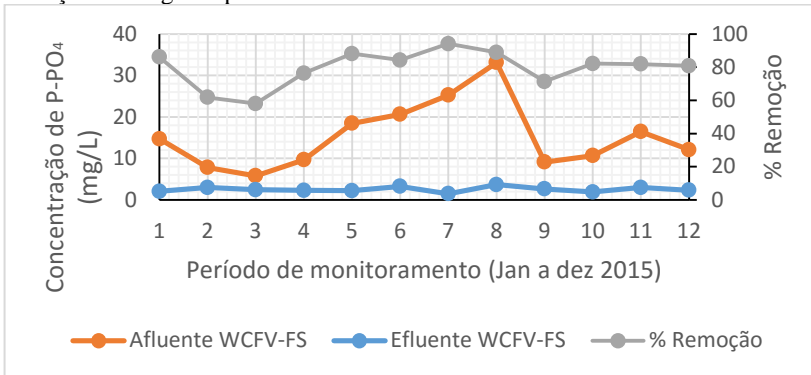
5.2.5 Remoção de fósforo

Quanto à remoção de fósforo ortofosfato (P-PO_4^{3-}) foi visível a sua remoção. A concentração média afluente do wetland obtido durante as 12 análises realizadas foi de 15 mg.L^{-1} e no efluente tratado $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$, correspondendo a uma eficiência média de 83%. Presume-se esta remoção de P-PO_4^{3-} foi devido à adsorção química no material filtrante e pela absorção pela macrófita.

Trein et al (2015), trabalhando nesta ETE, reportaram uma eficiência média de 93%. A redução da eficiência pode estar relacionada com o tempo de operação do wetland. Deve-se salientar que este wetland já é velho (10 anos de operação) e segundo Brix & Arias (2005), os wetlands construídos perdem eficiência na remoção de fósforo com a passagem do tempo de operação, isto é, a capacidade de adsorção e precipitação no material filtrante é cada vez mais limitada com a passagem do tempo.

Na Figura 16 é apresentado o comportamento das concentrações de fósforo ortofosfato e a percentagem de remoção durante o período de monitoramento.

Figura 16 Gráfico evolutivo do comportamento de $P-PO_4^{3-}$ e percentagem de remoção ao longo do período de monitoramento



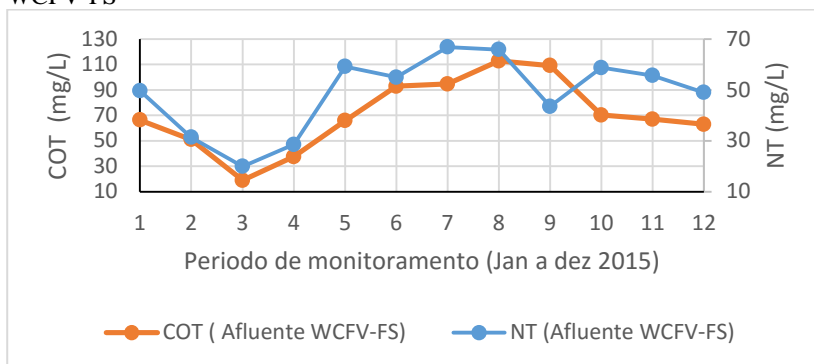
5.3 Relação C/N aplicada

A relação C/N (carbono / nitrogênio) influencia na competição entre a redução dissimilatória do nitrato ao nitrogênio gasoso e a amonificação (ISOLDI & KOETZ, 2004).

A partir dos valores de DQO determinados analiticamente durante o período de monitoramento, determinou-se COT para cada análise realizada. Na Figura 17 é apresentado o comportamento de COT e NT afluente WCFV-FS durante o período de monitoramento. Determinando a relação COT:NT para cada análise realizada obtêm-se uma relação média de 1 durante o período de monitoramento.

Segundo a literatura, a eficiência de desnitrificação não é comprometida quando a relação C:N está acima de 1 utilizando metanol, e acima de 2 utilizando ácido acético, como fonte de carbono (HER et al,1995). Contudo, conforme os resultados deste estudo, observa-se que a relação C:N é em média de 1, relação relativamente inferior à recomendada para uma boa eficiência da desnitrificação clássica. Em sistemas wetlands, a decomposição dos resíduos vegetais e secreção de exorados radiculares pode fornecer carbono orgânico. Portanto, tomando em conta que o sistema em estudo opera a 10 anos, é provável que para suprir essa limitação ofereça um aporte de carbono orgânico resultante da morte e decomposição dos resíduos vegetais no mesmo sistema superando desse modo a limitação de carbono orgânico no sistema, por exemplo (JONES; NGUYEN & FINLAY, 2009).

Figura 17 Comportamento evolutivo das concentrações de COT e NT afluentes WCFV-FS



5.4 Ensaios de atividade específica para caracterização das populações de microrganismos envolvidos na remoção de nitrogênio no WCFV-FS.

5.4.1 Atividade específica nitrificante

O ensaio tinha como objetivo avaliar a atividade das bactérias nitrificantes aderidas ao material filtrante do WCFV-FS, para prever o comportamento da transformação de $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$, em três diferentes profundidades da zona insaturada e da interface I/S do wetland, desconsiderando-se o papel das macrófitas.

O consumo de oxigênio dissolvido durante o ensaio respirométrico, referente à respiração endógena das bactérias nitrificantes presentes em cada camada (0 -17cm, 17 -34cm, 34 -50cm e interface I/S), apresentou comportamento linear obtendo-se velocidades de consumo específico de oxigênio (Q_{O_2} end) de $0,034 \text{ mg O}_2 \text{ gSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$, $0,016 \text{ mg O}_2 \text{ gSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$, $0,014 \text{ mg O}_2 \text{ gSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$ e $0,0131 \text{ mg O}_2 \text{ gSV}^{-1} \text{ min}^{-1}$, respectivamente. Os resultados obtidos em cada uma das camadas encontram-se no Apêndice II.

Através do coeficiente estequiométrico de conversão de amônio a nitrato (o consumo de 1 mg N-NH_4^+ corresponde ao consumo de $4,25 \text{ mg O}_2$), pode se calcular a velocidade específica de consumo de substrato para cada pulso dado com concentrações diferentes.

A Tabela 16 apresenta em síntese os resultados médios dos ensaios de atividade nitrificante realizados com a biomassa da primeira camada (0 - 17 cm) do WCFV-FS.

Tabela 16 Velocidades específicas de consumo de oxigênio e de consumo de substrato para cada concentração de substrato utilizada durante ensaios realizados com biomassa nitrificante da 1ª camada do WCFV-FS

| Pulso | S (mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹) | Q _{O₂} (mg O ₂ .g SV ⁻¹ min ⁻¹) | Q _{NH₄} (mg N-NH ₄ .gSV ⁻¹ min ⁻¹) |
|-------|--|--|---|
| 1 | 4,41 ± 0,73 | 0,083 | 0,02±0,004 |
| 2 | 9,42 ± 0,48 | 0,106 | 0,025±0,002 |
| 3 | 19,57±0,84 | 0,137 | 0,032±0,003 |
| 4 | 29,30±1,47 | 0,159 | 0,037± 0,00 |
| 5 | 35,65±1,09 | 0,175 | 0,041±0,001 |
| 6 | 46,77±1,81 | 0,181 | 0,043±0,003 |
| 7 | 55,18±1,90 | 0,188 | 0,044±0,003 |
| 8 | 68,53±3,34 | 0,197 | 0,046±0,002 |
| 9 | 92,94±5,31 | 0,212 | 0,050±0,011 |

De forma igual, foram tratados os resultados obtidos nos ensaios de atividade específica nitrificante para a segunda, terceira camada e interface I/S. A Tabela 17 apresenta o resumo das velocidades específicas médias de consumo de substrato para as quatro camadas, considerando concentrações aproximadas de substrato. Todos os resultados das quedas de consumo de amônio e das velocidades específicas obtidos em cada ensaio estão apresentados no Apêndice II A.

Para melhor especificidade, os dados experimentais da Tabela 17 foram submetidos a análise de regressão não linear, objetivando encontrar o modelo que melhor representasse o comportamento da biomassa nitrificante. O modelo matemático de Monod foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais considerados neste ensaio. O modelo leva em consideração a constante de saturação K_{N-NH_4} e a velocidade máxima específica de q_{N-NH_4max} . A Figura 18, bem como a Tabela 18 apresentam as curvas e os parâmetros cinéticos da evolução da atividade

nitrificante específica presente nas camadas do maciço filtrante do WCFV-FS.

Tabela 17 Resumo das velocidades específicas de consumo de amônio nas quatro camadas do leito filtrante do WCFV-FS

| Pulso | S (^b) | 1 ^a Camada (Q_{N-NH_4} (_(a))) | 2 ^a Camada (Q_{N-NH_4} (_(a))) | 3 ^a Camada (Q_{N-NH_4} (_(a))) | 4 ^a Camada (Q_{N-NH_4} (_(a))) |
|-------|-----------------------|---|---|---|---|
| 1 | 5,0 | 0,020 | 0,010 | 0,008 | 0,007 |
| 2 | 10,0 | 0,025 | 0,015 | 0,013 | 0,011 |
| 3 | 20,0 | 0,032 | 0,022 | 0,018 | 0,017 |
| 4 | 30,0 | 0,037 | 0,026 | 0,022 | 0,021 |
| 5 | 40,0 | 0,041 | 0,029 | 0,025 | 0,023 |
| 6 | 50,0 | 0,043 | 0,031 | 0,027 | 0,024 |
| 7 | 60,0 | 0,044 | 0,033 | 0,029 | 0,025 |
| 8 | 70,0 | 0,046 | 0,034 | 0,030 | 0,025 |
| 9 | 100,0 | 0,050 | 0,034 | 0,031 | 0,026 |

^a mg N-NH₄.g SV⁻¹.min⁻¹; ^b mg.N-NH₄.L⁻¹

Figura 18 Curvas de evolução da velocidade específica de consumo de amônia ao longo do maciço filtrante do WCFV-FS

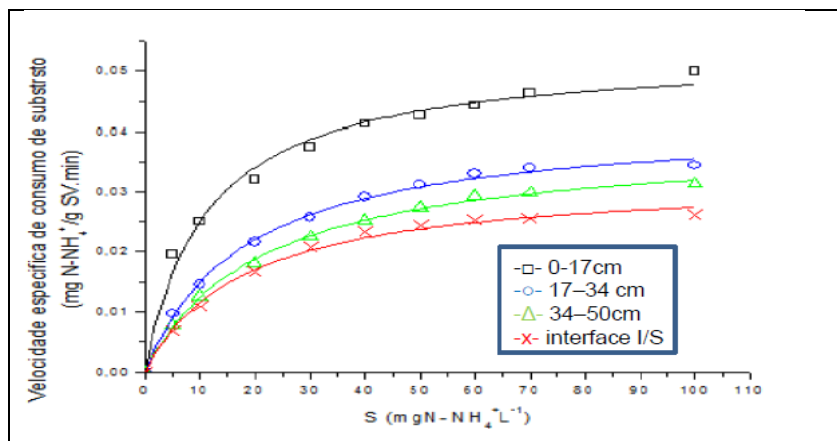


Tabela 18 Parâmetros cinéticos da evolução da atividade nitrificante específica presente nas camadas do leito filtrante WCFV-FS

| Parâmetros | 1ª camada (0 – 17cm) | 2ª camada (17 – 34cm) | 3ª camada (34 – 50 cm) | 4ª camada (Interfac e) |
|-----------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------------|
| $Q_{NH_4max}^a$ | 0,053 | 0,042 | 0,038 | 0,032 |
| $K_{N-NH_4}^b$ | 11,100 | 18,157 | 21,183 | 17,941 |
| R^2 | 0,988 | 0,997 | 0,998 | 0,994 |

Obtidos do ajuste de Monod. ^a mg N-NH₄.g SV⁻¹.min⁻¹; ^b mg.N-NH₄.L⁻¹

Observando o gráfico da Figura 18 assim como a Tabela 18, é possível perceber a tendência de redução da velocidade de consumo de substrato com o aumento da profundidade do leito filtrante, isto é, da primeira para quarta camada, podendo-se concluir que a atividade dos microrganismos nitrificantes diminui com o aumento da profundidade.

Das quatro profundidades analisadas, a primeira (0 – 17 cm) mostrou-se com maior capacidade nitrificante, atingindo velocidade máxima de consumo de amônia de 0,053 mg N-NH₄. g SVmin⁻¹, este fato pode estar associado provavelmente com a existência de melhores condições para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes e a presença de oxigênio. De acordo com estes resultados, há maior atividade microbiana nitrificantes na 1ª camada, e esta vai diminuindo a medida em que vai aumentando a profundidade. Segundo Kadlec & Wallace (2009), a maioria da atividade microbiana encontra-se localizada nos primeiros 20 cm do leito filtrante, onde tem-se altas concentrações de oxigênio (Tietz et al.,2008).

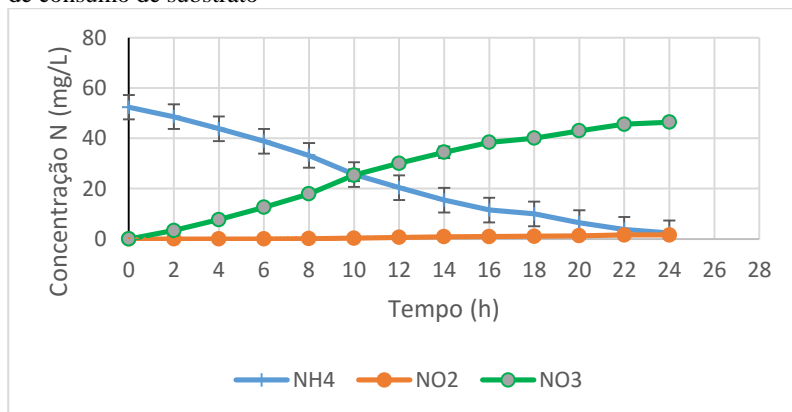
Apesar de ter sido em pequenas proporções, observou-se a ocorrência da nitrificação na interface I/S, o que representa presença de microrganismos nitrificantes nesta região. Este fato pode ser justificado pela aeração promovida pela rizosfera das macrófitas, assim como a transferência de oxigênio durante a alimentação intermitente do efluente. Dos Santos (2015), simulando WCFV-FS utilizando colunas com diferentes condições de saturação (livre, 20 cm, 30 cm e 40cm) e utilizando biologia molecular, reportou a existência de bactérias nitrificantes na interface I/S das colunas analisadas, porém, não foram identificadas sequencias de bactérias nitrificantes nas amostras de fundo das colunas com 20 e 30 cm.

Segundo Dos Santos (2015), os gêneros nitrificantes identificados na interface I/S da coluna com 20 cm de fundo foram *Nitospira*, *Nitrobacter*, *Nitrosomonas* e *Nitrosospira*. Por outro lado, Ye et al. (2012), investigando o perfil de OD no maciço filtrante em WCFV, observou altas concentrações de OD nas primeiras camadas seguida de uma redução com o aumento da profundidade.

5.4.2 Ensaio cinético de consumo de substrato

A Figura 19 expressa graficamente os resultados obtidos no acompanhamento das frações nitrogenadas ao longo do ensaio cinético de consumo de substrato, sendo que os resultados apresentados expressam a média e o desvio padrão. A ideia foi de realizar o ensaio cinético com concentração do substrato próxima da concentração afluyente do WCFV-FS, na tentativa de reproduzir as condições de operação que o reator (WCFV-FS) enfrenta. Portanto, concentração média do substrato no afluyente sintético considerado foi de aproximadamente $52,35 \text{ mg.N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$. Os ensaios tiveram duração de 24h, observando o gráfico da Figura 19, nota-se que o consumo mais acentuado de N-NH_4^+ ocorreu nas primeiras 10 horas onde atingiu valor máximo, depois deste período ocorreu um decréscimo de consumo de amônio. Com base neste resultado, pode-se inferir que a atividade nitrificante é maior nas primeiras 10 horas.

Figura 19 Acompanhamento das formas nitrogenadas durante o ensaio cinético de consumo de substrato



A cinética de consumo de substrato (N-NH_4^+) assim como de formação de produtos (N-NO_3^-) e N-NO_2^- , foram determinados a partir dos valores de inclinação das tangentes das respectivas curvas de concentração de amônio, nitrito e nitrato, apresentadas na Figura 19. Considerando a variação da inclinação das tangentes em determinados períodos de tempo, as velocidades de consumo e formação de produtos foram determinadas para 6 h, 8 h e 10 h, de acordo com as Equações 17 e 18 apresentadas anteriormente. Os valores encontrados para velocidades específicas de consumo de substrato encontram-se na Tabela 19. Desta forma, com base nos resultados apresentados na Tabela 19, as velocidades específicas máximas de consumo de amônio e de formação de nitrato são atingidas no período inicial ($t = 8$ h). Dados detalhados são apresentados no Apêndice II B.

Tabela 19 Valores de velocidades específica de consumo de amônio, formação de nitrito e nitrato para a biomassa nitrificante da 1ª camada (0 -17 cm)

| Tempo (h) | $r_{\text{N-NH}_4}$ ($\text{mg NH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) | $r_{\text{N-NO}_2}$ ($\text{mg NO}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) | $r_{\text{N-NO}_3}$ ($\text{mg} \cdot \text{NO}_3 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) |
|-----------|--|--|---|
| 6 | 1,42 | 0,04 | 1,34 |
| 8 | 1,89 | 0,06 | 1,86 |
| 10 | 1,31 | 0,05 | 1,17 |

5.5 Atividade específica desnitrificante

Na Tabela 20 é apresentada em síntese os resultados da avaliação da influência da variação da concentração do substrato (N-NO_3^-) na velocidade de consumo das bactérias desnitrificantes, considerando o inóculo da 1ª camada (0 - 17 cm) do WCFV-FS.

De forma igual, foram tratados os resultados obtidos nos ensaios cinéticos de desnitrificação para a segunda, terceira camada e interface I/S. A Tabela 21 apresenta o resumo das velocidades específicas de consumo de substrato para as quatro camadas, considerando concentrações aproximadas de substrato. Todos os resultados das quedas de consumo de nitrato e das velocidades específicas obtidos em cada concentração considerada, estão apresentados no Apêndice III.

Tabela 20 Influência da variação da concentração do substrato na velocidade específica de consumo de substrato durante os ensaios cinéticos de desnitrificação considerando inóculo da primeira camada do WCFV-FS

| Pulso | S (mgN NO ₃ ⁻ .L ⁻¹) | r _{N-NO₃} (mg NO ₃ .gSV ⁻¹ .h ⁻¹) | μ _{N-NO₃} (mg.NO ₃ .gSV ⁻¹ .h ⁻¹) |
|-------|---|--|--|
| 1 | 4,25 | 0,10 | 0,05 |
| 2 | 9,86 | 0,41 | 0,20 |
| 3 | 18,79 | 1,18 | 0,59 |
| 4 | 30,87 | 1,84 | 0,92 |
| 5 | 42,14 | 2,43 | 1,22 |
| 6 | 54,64 | 2,86 | 1,43 |
| 7 | 57,18 | 3,11 | 1,55 |
| 8 | 68,97 | 3,28 | 1,64 |
| 9 | 104,0 | 3,56 | 1,78 |

Tabela 21 Resumo das velocidades específicas de consumo de nitrato ao longo do maciço filtrante do WCFV-FS

| Pulso | S (^c) | 1 ^a Camada (μ _{N-NO₃} (_d)) | 2 ^a Camada (μ _{N-NO₃} (_d)) | 3 ^a Camada (μ _{NNO₃} (_d)) | 4 ^a Camada (μ _{N-NO₃} (_d)) |
|-------|-----------------------|---|---|--|---|
| 1 | 5,0 | 0,05 | 0,17 | 0,34 | 0,61 |
| 2 | 10,0 | 0,20 | 0,38 | 0,60 | 1,15 |
| 3 | 20,0 | 0,59 | 0,81 | 1,07 | 1,91 |
| 4 | 30,0 | 0,92 | 1,21 | 1,55 | 2,39 |
| 5 | 40,0 | 1,22 | 1,59 | 1,90 | 2,79 |
| 6 | 50,0 | 1,43 | 1,85 | 2,09 | 3,09 |
| 7 | 60,0 | 1,55 | 1,97 | 2,28 | 3,22 |
| 8 | 70,0 | 1,64 | 2,16 | 2,44 | 3,28 |
| 9 | 100,0 | 1,78 | 2,26 | 2,51 | 3,34 |

(^c) mg.N-NO₃.L⁻¹; (^d) (mg N-NO₃.gSV⁻¹.h⁻¹)

Observando os dados de μ_{N-NO_3} da Tabela 21, é possível perceber a tendência de aumento da velocidade de desnitrificação com o aumento da profundidade do leito filtrante, demonstrando uma resposta inversa à observada nos ensaios cinéticos de atividade específica nitrificante.

Para melhor especificidade, os dados experimentais da Tabela 21 foram submetidos à análise de regressão não linear, objetivando encontrar o modelo que melhor representasse o comportamento da biomassa nitrificante. O modelo matemático de Monod foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais considerados neste ensaio. O modelo leva em consideração a constante de saturação K_{N-NO_3} e a velocidade máxima específica de μ_{N-NO_3max} . A Figura 20, bem como a Tabela 22 apresentam as curvas e os parâmetros cinéticos da evolução da atividade desnitrificante específica presente nas camadas do leito filtrante.

Figura 20 Curvas de evolução da velocidade específica de consumo de nitrato ao longo das camadas do maciço filtrante do WCFV-FS

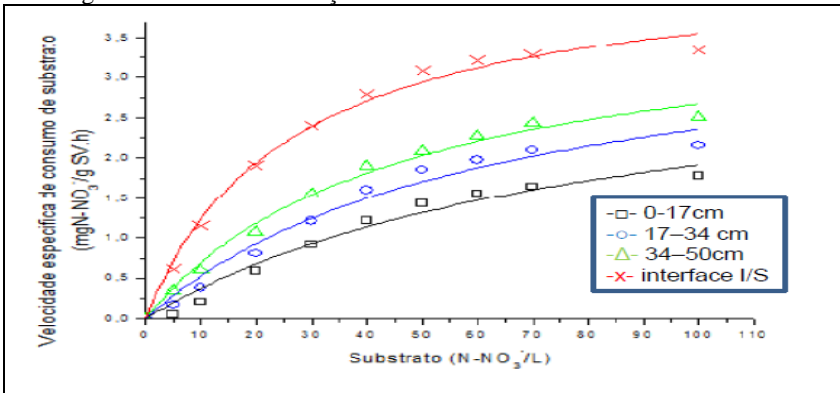


Tabela 22 Parâmetros cinéticos da evolução da atividade desnitrificante nas camadas do maciço filtrante WCFV-FS

| Parâmetros | 1ª camada (0 – 17cm) | 2ª camada (17 – 34cm) | 3ª camada (34 – 50 cm) | 4ª camada (Interface I/S) |
|-------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------------|
| $\mu_{NO_3max}^d$ | 3,52 | 3,82 | 3,89 | 4,48 |
| $K_{N-NO_3}^c$ | 83,65 | 62,04 | 45,87 | 26,16 |
| R^2 | 0,97 | 0,97 | 0,99 | 0,99 |

Obtidos do ajuste de Monod. ^d mg N-NO₃.g SV⁻¹.h⁻¹; ^c mg.N-NO₃.L⁻¹

Comparando as velocidades específicas máximas de consumo de substrato (μ_{N-NO_3max}) obtidas nas quatro camadas estudadas, pode-se observar um aumento significativo da atividade das bactérias desnitrificantes da 1ª camada para a última, isto é, a 4ª camada (Interface I/S) é a que apresenta maior velocidade específica de consumo de substrato. Este fato é associado provavelmente à existência de melhores condições para o desenvolvimento das bactérias heterotróficas facultativas que convertem o nitrato para N_2 , para tal, utilizam o nitrato gerado na primeira camada como aceptor de elétrons e carbono orgânico como fonte de energia (KADLEC & WALLACE, 2009; SAEED & SUN, 2012).

A diferença de velocidades específicas observadas entre as camadas analisadas revela uma distribuição desigual dos microrganismos desnitrificantes ao longo do leito filtrante do WCFV-FS, onde a quarta camada (Interface I/S) mostrou-se com maior atividade desnitrificante. Dos Santos (2015), simulando WCFV-FS utilizando coluna com 20 cm de saturação de fundo, reportou a existência de vários gêneros de bactérias desnitrificantes na interface Insaturado/saturado sendo os mais abundantes: *Rhodanobacter* (16,2%), *Acidobacterium* (11,9%), *Bradyrhizobium* e *Burkholderia* (6,3% cada); já para o fundo desta mesma coluna, os gêneros mais abundantes foram *Rhodanobacter* (20,5%), *Castellaniella* (12,4%) e *Enterobacter* (2,5%).

Analisando as Tabelas 19 e 22, pode-se constatar que a velocidade de consumo de $N-NO_3^-$ é muito maior que a velocidade de formação deste composto (nitrificação). Este fato permite inferir que a atividade desnitrificante é mais intensa que a nitrificante. Dos Santos (2015), analisando a proporção de bactérias nitrificantes e desnitrificantes, constatou que as desnitrificantes são as que se encontram em maiores proporções.

5.6 Atividade específica ANAMMOX

No ensaio de atividade ANAMMOX, a avaliação da influência da variação da concentração de substrato (50% amônia e 50% nitrito) na velocidade consumo não deu resultados positivos, isto é, as concentrações de substrato consideradas nos ensaios não tiveram variação com o tempo. Este fato foi observado nos ensaios de atividade com inóculos coletados nas quatro camadas do WCFV-FS, este resultado pode estar associado à inexistência ou fraco desenvolvimento desta comunidade microbiana no maciço filtrante do WCFV-FS, devido a sua alta sensibilidade com a presença de baixas concentrações de

oxigênio. Segundo Jetten et al. (2001), concentrações de oxigênio acima de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e de nitrito acima de 230 mg.L^{-1} , promovem inibição reversível do processo.

Dos Santos (2015), estudando o desempenho de sistemas com diferentes condições de saturação (livre, 20 cm, 30 cm e 40cm), observou que a diversidade microbiana em WCFV-FS é influenciada pela altura de saturação de fundo, tendo reportado maior diversidade microbiana e maiores eficiências de remoção de poluentes no sistema com maior fundo de saturação (sistema com 40 cm). Neste sistema observou-se a presença de bactérias ANAMMOX, através da detecção de seqüências do gênero *candidatus anammoxoglobus* com apenas 0,61% na amostra de fundo.

Portanto, a ausência de atividade ANAMMOX verificada nesta pesquisa pode estar de fato associada com a inexistência desta comunidade microbiana no maciço filtrante do WCFV-FS estudado.

5.7 Avaliação de desempenho do WCFV-FS

Na operação de uma estação de tratamento biológico de águas residuárias é importante ter informações respectivas à composição do efluente a ser tratado e, também, das características microbiológicas da biomassa utilizada nestes processos. Segundo Prochaska, Zouboulis & Eskridge (2007), o desempenho do tratamento nos wetlands é dependente de vários fatores: características construtivas da unidade de tratamento, tempo de detecção hidráulica, concentrações de poluentes nas águas residuárias, o modo como esta água residuária é aplicada, assim como da caracterização microbiológica da biomassa presente na unidade de tratamento. Desta forma, a seguir são apresentados e discutidos os valores encontrados na caracterização físico-química dos parâmetros analisados e da caracterização microbiológica da biomassa envolvida no tratamento.

Com a vazão média afluyente do WCFV-FS e as concentrações médias dos principais poluentes conhecidas, foi possível estimar o TRH e determinar a taxa hidráulica média, bem como, as eficiências de remoção dos principais poluentes durante o período de monitoramento.

A caracterização microbiológica permite-nos ter informação relativa à distribuição das bactérias responsáveis pela remoção de nitrogênio bem como os parâmetros cinéticos destas.

Portanto, durante o período de monitoramento o WCFV-FS recebeu uma vazão média afluyente de $31,14 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, aplicado em uma área de 1580 m^2 e atendendo a uma população de aproximadamente 195 pessoas (9% da população prevista), com uma contribuição diária de 160 L hab^{-1} .

Multiplicando a vazão pela concentração média afluyente de DQO, SS, NT e P-PO_4^{3-} e dividindo pela área superficial de aplicação do esgoto, tem-se a carga média aplicada para cada poluente.

Desta, os carregamentos médios aplicados foram $3,34 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $0,40 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $0,88 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,27 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para DQO, SS, NT e P-PO_4^{3-} , respectivamente. Em função destes carregamentos, as eficiências médias atingidas no WCFV-FS para um tempo de retenção estimado em 8,74 dias foram de 89%, 86%, 57% e 83% para DQO, SS, NT e P-PO_4^{3-} , respectivamente. Como pode se observar, ao longo do período de monitoramento, a unidade recebeu carregamentos médios muito inferiores do limite estabelecido nos parâmetros de projeto.

Trein et al (2015), operando um sistema de WCFV-FS com carregamento $78 \text{ g DQO m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $13 \text{ g SS m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, $15 \text{ g NT m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $3,5 \text{ g P-PO}_4 \text{ m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, reportou eficiências de remoção de 70%, 80% 35% e 61% para DQO, SS, NT e P-PO_4^{3-} , respectivamente. Portanto, comparando os resultados obtidos neste estudo e o reportado por Trein et al, (2015), estas melhores eficiências provavelmente estão relacionadas com o baixo carregamento.

A remoção de nitrogênio observada no WCFV-FS estudado foi devido a nitrificação seguida da desnitrificação, sendo que o processo de nitrificação, conforme o ensaio de atividade nitrificante realizado, tem sua maior atividade na primeira camada (0 -17 cm), com uma velocidade específica estimada de $1,89 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, este fato pode ser justificado pela presença de maiores concentrações de oxigênio. Kadlec & Wallace (2009) reportaram que a maior parte da atividade nitrificante nos WCFV localiza-se nos primeiros 20 cm do maciço filtrante, onde se tem altas concentrações de oxigênio (TIETZ et al., 2008).

Por outro lado, o nitrato gerado por intermédio de bactérias nitrificantes presentes em abundância na primeira camada do WCFV-FS

(0 -17cm) é convertido em N_2 por intermédio de bactérias heterotróficas facultativas, que encontram-se em maiores concentrações a partir da interface I/S para o fundo saturado do WCFV-FS, devido a maior incidência da condição da anaerobiose. Portanto, a atividade desnitrificante começa a ser intensa na interface I/S onde atinge velocidade específica estimada em $4,48 \text{ mg N-NO}_3\text{.g SV}^{-1}\text{h}^{-1}$.

Para que a desnitrificação ocorra é necessário que haja disponibilidade da matéria orgânica, porém, a relação C:N média obtida com base nas características do efluente na entrada é de 1, teoricamente insuficiente para a ocorrência da rota metabólica da desnitrificação clássica. Porém, tratando-se de um sistema que já opera a 10 anos, para suprir essa limitação, o próprio wetland pode oferecer um aporte de carbono orgânico resultante da morte e decomposição dos resíduos vegetais (JONES; NGUYEN & FINLAY, 2009).

O baixo carregamento, principalmente de SS no wetland, tem a vantagem de permitir a preservação das condições do escoamento no wetland, evitar o entupimento dos espaços vazios do material filtrante e, conseqüentemente, reduzindo o potencial de colmatação da unidade de tratamento.

Com relação à poda das macrófitas, durante o período de monitoramento, esta foi realizada apenas uma vez (Maio a Julho), época que as invasoras trepadeiras serviram-se das macrófitas *cyperus papyrus* para o seu desenvolvimento. A quantidade de N e P removido por assimilação não foi quantificado.

Pelissari et al. (2013), operando um WCFV vegetado com *Typha dominguensis*, observaram um aumento considerável de remoção de $N\text{-NH}_4^+$ em função da poda das macrófitas.

De uma forma geral, esse sistema obteve elevadas eficiências de remoção em termos de concentração, proporcionadas pelo baixo carregamento afluente, associada aos aspectos construtivos do wetland.

Finalizando, pode se dizer que, das características apresentadas para qualidade de tratamento complementar e avançado, esse sistema respondeu positivamente. Infere-se que, com altos carregamentos, o sistema responderá positivamente apesar da relativa redução da qualidade do efluente final.

5.8 Aplicabilidades de sistemas WC para pequenas comunidades Moçambicanas

O tratamento biológico de efluente tem sua importância em diversos países do mundo, e a sua implementação é influenciada pelas condições climáticas de cada região. A velocidade da maioria dos processos biológicos é dependente da temperatura e esta é diretamente proporcional ao aumento da temperatura. Em WC, o clima quente proporciona condições para o crescimento das plantas e o aumento da atividade microbiológica o que tem efeito positivo na eficiência de tratamento (KASEVA, 2004; ZHANG et al., 2012). Portanto, o clima tropical deve favorecer a biodegradação e aos processos de nitrificação e desnitrificação.

Segundo Platzer (1999); Sezerino (2006); Platzer et al. (2007); Hoffman et al. (2011), no dimensionamento dos WC deve-se tomar em consideração as condições climáticas de cada região devido ao perigo de colmatação.

Moçambique localiza-se na costa leste da África Austral entre 10° 27' e 26° 57' de latitudes Sul e 30° 12' e 40° 51' de Longitude. O clima, de um modo geral, é tropical úmido com duas estações distintas: seca ou de inverno (Maio a Setembro) e úmida ou de verão (Abril a Outubro). As temperaturas médias em geral variam entre 25 a 27 °C no verão e 20 a 23 °C no inverno (HOUGUANE, 2007).

Truu et al (2009), estudando a composição das comunidades microbianas e atividade microbiana presente em WC, concluiu que a atividade microbiana atinge valores ótimos quando a temperatura encontra-se na faixa de 15 a 25°C.

Portanto, as condições climáticas de Moçambique, com temperaturas médias anuais de 25 a 27° mostram ser favoráveis a aplicação desta tecnologia.

Zhang et al (2014), comparando a aplicação de WC em vários países do mundo no período compreendido entre 2000 – 2013, reportou que parte significativa encontram-se em regiões de clima tropical do que em países de clima subtropical, este fato é justificado pela alta atividade biológica e alta produtividade observada nos WC instalados nas regiões de clima subtropical.

Segundo Instituto Nacional de Estatística (INE, 2007), em seu censo de 2007, cerca de 2/3 da população Moçambicana vive na pobreza absoluta (menos de US\$ 1/dia) e tem índice de desenvolvimento humano igual a 0,464, a maior parte desta população encontra-se nas periferias das grandes cidades e na zona rural.

Associando as condições climáticas existentes em Moçambique e as condições financeiras das pequenas comunidades Moçambicana, os sistemas WC mostram-se promissores no tratamento descentralizado de seus efluentes.

6. CONCLUSÕES

Com base nos dados da caracterização do efluente do WCFV-FS obtidos durante um ano de monitoramento e na informação da caracterização microbiológica da biomassa do WCFV-FS, pode-se concluir que:

O WCFV-FS do condomínio Praia de Fora RAC com 10 anos de operação, recebeu durante o ano de 2015 uma vazão média afluente de $31 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ aplicados em uma área de 1580 m^2 e atendeu uma população estimada de 200 pessoas. Com um TRH estimado em 8,74 dias destacam-se as seguintes eficiências de remoção:

- Com um carregamento médio de $3,34 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,40 \text{ g SS} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (carregamentos abaixo dos limites estabelecidos no projeto), o WCFV-FS apresentou uma eficiência média em termos de concentrações de remoção de DQO de 89% e 86% de SS. Considerando o sistema RAC seguido de WCFV-FS, as remoções médias de DQO e SS foram de 93% e 92% respectivamente;
- Aplicou-se uma carga de $0,27 \text{ g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,88 \text{ g NT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, considerando estes carregamentos, o WCFV-FS apresentou uma eficiência de remoção média em termos de concentrações de 83% para o P-PO_4^{3-} e 57% para o NT. Portanto, 57% de NT foi convertido a N_2 .

Com base na caracterização microbiológica pode-se concluir que no WCFV-FS, a remoção de DQO e a remoção de NT (conversão a N_2), pode ser atribuída à ação das bactérias nitrificantes e desnitrificantes que ocorrem em diferentes zonas do leito filtrante a destacar:

- Considerando os 50 cm da parte insaturada do maciço filtrante do WCFV-FS, a nitrificação tem maior potencial nos primeiros 17 cm podendo atingir velocidade específica de consumo amônio de $1,89 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e de formação de nitrato de $1,86 \text{ (mg} \cdot \text{N-NO}_3 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$;
- Por outro lado, a desnitrificação provavelmente ocorrerá com maior velocidade nos 20 cm do fundo saturado, mas a mesma começa a ocorrer com alta velocidade na interface da parte insaturada/saturada, onde atinge velocidade estimada de $4,48 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{g SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

De uma forma global, pode-se concluir que WCFV-FS, devido as suas características construtivas, simples operação, baixo custo, fácil manutenção, mostram-se promissores no tratamento descentralizado de efluentes principalmente para pequenas comunidades.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Verificar, utilizando técnicas de biologia molecular a distribuição de bactérias ao longo das camadas do maciço filtrante;
- Determinar as frações nitrogenadas no tecido foliar das macrófitas do WCFV-FS;
- Modelar e simular o sistema WCFV para definir qual é a melhor altura de saturação do leito que proporciona melhor remoção de nutriente;
- Identificar a aplicabilidade de sistemas *wetlands* construídos em pequenas comunidades Moçambique.

REFERÊNCIAS

ABOU – ELELA, S.; HELLAL, M. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus, *Ecological Engineering*, 47, p .209 – 213, 2012.

ABOU – ELELA, S.I.; GOLINIELLI, G.; ABOU – TALEB, E.M.; HELLAL, M.S. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.61 p. 460 – 468, 2013.

ANDREOTTOLA, G.; OLIVEIRA, E.; FOLADORI, P.; PETERLINI, R.; ZIGLIO, G. Respirometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetlands. *Water Science and Technology* v. 56 p. 255 – 261, 2007.

APHA, AWWA, WEF .Standard methods for the examination of water and wastewater. 20st ed. APHA, Washington, 1998.

APHA, AWWA, WEF .Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. APHA, Washington, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR – 7.229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: 15 p., 1993.

BITTON, G. Wastewater microbiology. John Wiley & Sonis, Inc.Publication. 1994.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – **CONAMA**. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, p. 11 – 17, 1997.

BRIX, H. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden, Netherlands, p.123 – 152, 1998.In: VYMAZAL, J. Horizontal sub –surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Review. *Ecological Engineering*, v.25 p.478 – 490, 2005.

BRIX, H.; ARIAS, C.A.; The use of vertical flow constructed wetlands for in – site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, p. 491 – 500, 2005.

BRIX, H. How green are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems? *Water Science and Technology*, p. 45 – 50, 1999.

CAMPOS, J.L.; GARRIDO - FERNÁNDEZ, J.M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J.M. Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. *Biochemical Engineering*, v.68, p.141 – 145, 1999.

CAMPOS, J.L.; GARRIDO MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, M. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering*, v.35, p.87 – 92, 2007.

CATALDO, D.A.; HAROON, M.; SCHRADER, L.E.; YOUNGS, V.L. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Comum Soil Sci plant Anal*, v.6, p. 71 – 80, 1975.

CHABAUD, S.; ANDRES, Y.; LAKEL, A.; LE CLOIREC, P. Bacteria removal in septic effluent: influence of biofilm and protozoa. *Water Reasearch* v.40 p. 3109 – 3114, 2006.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. Design of hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. *Water Science and Technology*, 40, p. 283 – 289, 1999.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical – flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology* 40, p. 1 – 9, 1999.

COOPER, P. F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. *Reeds Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Swindon: WRc plc. 184 p., 1996.

CHERMICHAO, C.A.L. Pós - tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. *PROSAB- Programa de Pesquisa em Saneamento Básico*. Belo Horizonte. v2, p 55 - 63, 2001

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. Small and Decentralized Wastewater Management Systems, WCB McGraw- Hill, 1998. In: WHITE, K. D. Decentralized wastewater cluster management: operation and maintenance experience and cost. Water Environmental Federation, p. 1682 – 1692, 2005.

DA SILVA, S.C. “Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. Tese de (Doutorado) Curso de Tecnologia Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, 231p, 2007.

DNA - Direção Nacional de Águas, Plano Estratégico de Águas e Saneamento, Maputo, 2007.

DONG, Z.D.; SUN, T. A potencial new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands - promoting coexistence of partial – nitrification and ANAMMOX. Ecological Engineering, 31, p. 68 – 78.

DONG, X.; REED, G.B. Ammonia – oxidizing bacterial community and nitrification rates in constructed wetlands treating swine wastewater. Ecological Engineering, 40, p. 189 – 197, 2012.

DOS SANTOS, M.O. Definição de altura de saturação do maciço filtrante em Wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário. 105p, 2015. Dissertação de (mestrado) em Engenharia Ambiental, UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis

DUARTE, S. Estudo das potencialidades das zonas húmidas artificiais no Tratamento de Efluentes Aquícolas, Monografia de final de curso, departamento de Engenharia Biológica e Química, Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Portugal, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, 2002.

DURAN, J. Remoção de nutrientes (N e P). CBAB, MCT/CNPq, ALFA, FURB, CPGENQ/UFSC, material didático referente In: IV Curso de tratamento Biológico de resíduos, Florianópolis – SC, 1999.

EGLI, K.; FANDER, U.; ALVAREZ, P. J.J.; SIEGRIST, H.; VAN DER MEER, J.R.; ZEHNDER, A. J. B. “Enrichment and characterization of

anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium- rich leachate”. Archives of Microbiology, 175, p. 198 – 207, 2001.

EPA - Environmental Protection Agency – USA. “Process design manual for nitrogen control “. Washington., 1997.

EPA – Environmental Protection Agency – USA. “Nitrogen Control”. EPA/625/R – 93/010, setembro, 1993.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. 4 ed. Rio de Janeiro :FINEP. 699p, 1998.

FAULWETTER, J.L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M.D.; BRISSON, J.;CAMPER, A.K.,STEIN, O.R. Microbial process influencing performance of treatment wetlands: A review. Ecological Engineering, 35, p. 987 – 1004.

FERRETTI, E.C. Estudo da Influência da relação S_0/X_0 na determinação da atividade específica de bactérias nitrificantes. 123p, 2005. Dissertação de mestrado em Engenharia Química, UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis

FUX, C.; BOEHLER, M.; HUBER, P.; BRUNNER, I.; SIEGRIST, H.; “Biological treatment of ammonium – rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant”. Journal of Biotechnology, 99, p. 295 – 306, 2002.

GARCÍA, J.; VIVAR, J.; AROMIR, M.; MUJERIEGO, R. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds, Water Resource, 37 p. 2645 – 2653, 2003.

GARCÍA, J.; ROUSSEAU, D.P.L.; MORATÓ, J.; LESAGE, E.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J.M. Contaminant removal processes in subsurface – flow constructed wetlands: A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 40, p.651 – 661, 2010.

GERRARDI, M.H.; Wastewater microbiology: nitrification/denitrification in the active sludge process, 2 ed., Danvers – MA, Ed.Wiley – Interscience, 194p, 2002.

GIKAS, G.D.; TSIHRINTZIS, V.A. A small – size vertical flow constructed wetlands for on – site treatment of household wastewater. *Ecological Engineering*, v. 44, p. 337 – 343, 2012.

GIRALDI, D.; VITTURI, M.M.; IANNELLI, R. FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environmental Modelling and Software*, 25, p. 633 – 640, 2010.

GRAY, N.F. “Biological of wastewater Treatment”. Oxford University Press. New York, US. 1992.

GRADY, C.P.J. Jr.; DAIGGER, G.T.; LIM, C.H. *Biological Wastewater Treatment*. 2 ed. New York: Ed. Marcel Dekker, p. 1039, 1999.

HAMMER, D. A. *Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publisher, INC. 831p. , 1989.

HENZE, M.; GAEDY Jr.; C.P.L.; GUJER, W.; MARAIS, G.V.R.; MATSU, T. *Activated Sludge Model No.1*. Scientific and Technical Report No. 1. London, UK, IAWPRC, 1987.

HER, J. J.; HUANG, J.S. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology*, 54, p.45 – 51, 1995.

HO, G. Technology for sustainability: the role of onsite, small and community scale technology. *Water Science & Technology*, 51 (10), p. 15 -20, 2005.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. Technology review of constructed wetlands subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn: Giz, 36p. 2011.

HOGUANE, A.M. Perfil Diagnóstico da zona Costeira de Moçambique. *Revista de Gestão costeira Integrada* 7(1), 69 – 82, 2007.

IEA, Instituto de Ecologia Aplicada. “Wetlands”. 2004. In: DA SILVA, S.C. “Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. Tese de doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF 205p 2007.

INE, Instituto Nacional de Estatística. Boletim de estatística de Nampula, 3.ed. Maputo: Ministério das Finanças, 2007.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION – **IWA**. Constructed wetlands for pollution: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical. Report N° 8. London, England: IWA Publishing. 156. 156 p., 2000.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION – **IWA**. 2° IWA Leadind – Edge Conference on Sustainability. London, UK: IWA Publishing, 2006.

ISOLDI, L.A.; KOETZ, P.R. “Tratamentos Biológicos para remoção da matéria carbonácea e nitrogenada”. Ver. Eletrônica do Mest. Educ. Ambient., v12, 2004.

JETTEN, M.S.M.; WAGNER, M.; FUERST, J.; VAN LOOSDRECHT, M.; KUENEN, G.; STROUS, M. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (“anammox”) process. Curr. Opinion Biotchnol. V.12, p. 283 – 288, 2001.

JONES, D.L.; NGUYEN, C.; FINLAY, R.D. Carbon flow in rhizosphere: carbon trading at the soil – root interface. **Plant soil**, 321, p. 5 – 33, 2009.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893 p., 1996.

KADLEC, R.H.; WALLACE S.D. Treatment Wetlands. Boca Raton, CRC: Press 2th ed, Taylor & Francis Group, 1016 p., 2009.

KADLEC, R.H.; TANNER C.C.; HALLY, V.M.; GIBBS, M.M. Nitrogen spiraling in subsurface – flow constructed wetlands:

Implications for treatment response. *Ecological Engineering*, 25, p .365 – 381, 2005.

KASEVA, M.E. Performance of subsurface flow constructed wetland in polishing pre- treated wastewater – a tropical case study. *Water Res.* 38, p. 681 – 687, 2004.

KAYSER, K.; KUNST, S.; FEHR, G.; VOERMANEK, H. Nitrification in reed beds – capacity and potential control methods. *Water Science and Technology* 46, p. 363 – 370, 2002.

KIM, B.; GAUTIER, M.; PROST – BOUCLE, S.; MOLLE, P.; MICHEL, P.; GOURDON, R. Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 71, p. 41 - 47, 2014.

KNIGHT, R.L.; PAYNE, V.W.E.JR.; BORER, R.E.; CLARKE, R.A.JR.; PRIES, J.H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, v. 15, p. 41 - 55, 2000.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N.T.K.; KEINSS, U.; MONTANEGRO, A.; STRAUSS, M. Septage dewatering in vertical – flow constructed wetlands located in tropics. *Water Science and Technology* 44, p. 181 – 188, 2001.

KORKUSUZ, E.A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G.N. Treatment efficiencies of vertical flow pilot – scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences* 28, p. 333 – 344, 2004.

KUSCHK, P.; WIEBNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIBBRODT, E.; KASTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot – scale subsurface horizontal flow in a constructed wetlands under moderate climate. *Water Research* 37, p. 4236 – 4242, 2003.

LANGERGRABER, G. Simulation of subsurface flow constructed wetlands – results and further research needs. *Water Science Technology*, v. 48, p. 157 – 166, 2003.

LANGERGRABER, G.; HABERRL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science Technology*, v. 48, p. 25 – 34, 2003.

LANGERGRABER, G.; PRANDSTETTEN, C.; PRESSL, K.S.; LEROCH, K.; ROHRHOFER, R.; HABERL, R. Investigations on nitrogen removal in a two – stage subsurface vertical flow constructed wetlands. In: VYMAZAL, J. *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. Springer Science, Cap. 18, 335p. 2008.

LEE, C.; FLETCHER, T.D.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetlands systems. *Engineering Life Science*, p. 11 – 22, 2009.

LEE, C. -Y.; LEE, C.-C.; LEE, F.-Y.; TSENG, S.-K.; LIAO, C.-J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pre- treated swine effluent under heavy loads. *Biosource Technology* 92, p. 173 – 179, 2004.

LEITÃO, T.E.; BARBOSA, A.E.; IKAVALKO, V.M.; MENEZES, J.T.M.; ZAKHAVORA, T.V. “Avaliação e gestão Ambiental das águas de Escorrência de estradas”. *Laboratório Nacional de Engenharia Civil*, Lisboa, p.71, 2002.

LIU, X.; HUANG, S.; TANG, T.; LIU, X.; SCHOOLZ, M. Growth characteristic and nutrients removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 44, p. 189 – 198, 2012.

MADIGAN, T.M.; MARTINKO, J.M. ; PARKER, J. *Brock biology of microorganism*. Prentice Hall, Inc. 8^ª Ed., N.Y, 1997.

MANIOS, T.; STENIFORD, E.I.; MILLNER, P. The removal of Chemical oxygen demand from primary treated domestic wastewater in subsurface flow reed beds using different substrate. *Water Environmental research*, 75, p. 336 – 341, 2003.

MARVANNOU, A.; CHOUBERT, J.M.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. Solid respirometry to characterize nitrification kinetic: A

better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. *Water research*, 45, p. 4995 – 5005, 2011.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3^a ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334 p., 1991.

MOLLE, P.; BLANCO, I.; ANSOLA, G.; DE LUIS, E. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetlands in Leon, Spain. *Ecological Engineering*, 33, p. 252 – 257, 2008.

MOLLE, P.; PROST - BOUCLE, S.; LIENARD, A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full – scale experimental study. *Ecological Engineering*, 34, p. 23 – 29. 2008

OLIJNYK, D.P. Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxo vertical e horizontal – sistemas híbridos. Dissertação (mestrado) – curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 113p., 2008.

OTTERPOHL, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. Innovative technologies for decentralized wastewater management in urban and peri urban areas. In: 5th specialized conference on small water and wastewater treatments. Instambul. Anais. v.48, p. 23 – 32. 2002.

PELLISSARI, C. Tratamento de efluentes provenientes da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial. Dissertação (mestrado) – curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria/RS 147p., 2013.

PHILLIPI, L.S.; COSTA, R.H.R.; SEZERINO, P.H.; Domestic effluente treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water science Technology*, v.40, n 3, p. 125 – 131, 1999.

PHILLIPI, L.S.; SEZERINO, P.H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas. 1^a ed. Florianópolis. 144 p., 2004.

PHILLIPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; CAMPOS, R.H. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto. In: Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em saneamento Ambiental –

RECESA. Curso: Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos. Florianópolis – SC. 63p., 2007.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science Technology*, v.40, nº3, p. 257 – 263, 1999.

PLATZER, C.; SENFT, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W.; COSTA, R.H.R. Dimensionamento de wetlands de fluxo vertical com nitrificação – Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, Belo Horizonte. Anais ABES, 7p., 2007.

PROCHASCHA, C.A.; ZOUBOULIS, A.I.; ESKRIDGE, K.M. Performance of pilot – scale vertical - flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering*, v.1, p. 57 – 66, 2007.

PUCCI, B e GIOVANNELLI, L. “The use of constructed wetlands systems for treating and reusing household wastewater discharged from small farm in Tuscany (Italy)”. *Atti 2º Congresso Intenazionale del grupo specialistico IAWQ Advanced Wastewater Treatment, Recycling and reuse. “Constructed wetlands system for an integrated treatment and reuse of rural residential wastewater (Spannocchia, Tuscany, Italy)”* Milano – Italy. 2, p. 1071 – 1075, 1998.

SAEED, T.; SUN, G. A. The removal of nitrogen and organics in vertical flow wetland reactor: Predictive model, *Bioresource Technology* 102, p., 1205 – 1213, 2011b.

SAEED, T.; SUN, G. A Review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p., 429 – 448, 2012.

SENZIA, A. M.; MASHAURI, D.A.; MATO, A.W. “Modelling nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with phragmites mauritiamus”. *Journal of Civil Engineering Research and practice*, v.1, p., 1 – 15, 2004.

SÉLAS, B.; LAKEL, A.; ANDRES, Y.; LE CLOIREC, P. Wastewater reuse in on – site wastewater treatment: bactéria and vírus movement in unsaturated flow through sand filter. *Water Science and Technology* 47, p. 59 – 64, 2002.

SEZERINO, P.H. Potencialidade de dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no – pós tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese de (Doutorado) Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis 171p., 2006.

SILVESTRE, A e PERDO – DE – JESUS, M. Tratamento de águas Resíduas Domésticas em zonas Húmidas Artificias. Monografia de final de curso, Instituto superior Técnico, Departamento de Engenharia biológica e Química, 2002.

SCHMIDELL, W. “Agitação e aeração em biorreatores”. In: SCHMIDELL, W.; LIMA, U.A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. “Biotecnologia Industrial”, v.2. Edgard Blucher Ltda, p. 277 – 331, 2001.

SCHMIDELL, W.; REGINATTO, V.S. Remoção de Nitrogênio. In: V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. Florianópolis, SC, 2005.

SCHIPIN, O.; KOOTTTEP, T.; KHANH, N.T.T.; POLPRASERT, C. Integrated natural treatment systems for developing communities: low – tech N – removal through the fluctuating microbial pathways. *Water Science and Technology* 52, p., 299 – 306, 2005.

SKLARZ, M.Y.; GROSS, A.M.; YAKIREVICH, A. Mathematical model for analysis of recirculating vertical flow constructed wetlands. *Water Research* 44, p., 2010 – 2020, 2010.

STEFANAKIS, A.I.; TSIHRINTZIS, V.A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot – scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal* p., 141 – 182, 416 – 430, 2012a.

STEFANAKIS, A.I.; AKRATOS, C.S.; TSIHRINTZIS, V.A. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco – engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. 1ª ed, Elsevier, p.,30 – 34, 2014.

SUN, G.; GRAY, K.R.; BIDDLESTONE, A.J. Treatment of agricultural wastewater in a pilot – scale tidal flow reed bed system. *Environmental Technology* 20, p. 233 - 237, 1999a.

SUNTTI, C.; TREIN, C. M.; RIBEIRO, E.F.; SCARATTI, D.; SEZERINO, P.H. Sistemas híbridos de filtros plantados – fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós - tratamento de esgoto de esgoto doméstico de um centro de treinamento. In: 1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias Florianópolis: p. 234 – 245, 2013.

TAO, W.; WANG, J. Effects of vegetation, limestone, and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetlands systems. *Ecological Engineering* 35, p. 836 – 842, 2009.

TANNER, C.C.; KADLEC, R.H.; GIBBS, M.M.; SUKIAS, J.P.S.; NGUYEN, M.L. Nitrogen processing gradients in subsurface – flow treatment wetlands – influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering* 18, 499p, 2002.

TIETZ, A.; LANGERGRABER, G.; WATZINGER, A.; HABERL, R.; KIRSCHNER, K.T.A. Bacterial carbon utilization in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research* 42, p., 1622 – 1634, 2008.

TONIATO, J.V. Avaliação de um wetlands construído no tratamento de efluentes sépticos. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS , 2005.

TREIN, C.M. Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos. 134p, 2015. Dissertação de (mestrado) em Engenharia Ambiental, UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

TREIN, C.M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C.J.; SEZERINO, P.H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. 17p, 2015.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Sci total Environ.* 407, p.3958 – 3971, 2009.

UNICEF and WHO. Progress on Sanitation and drinking water p. 90, 2015.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Nitrogen control manual. EPA/625/R – 93/010, Office of water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311p, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. . Manual. EPA/625/R – 99/010. United States Environmental Protection Agency, EUA, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Primer for municipal wastewater treatment systems. EPA/832 – B -04 – 001. 30p. 2004.

VAN DEGRAAF, A.A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L.A.; JETTEN, M.; KUENEN, J.G. “Autotrophic Growth of Anaerobic Ammonium – oxidizing Micro – organisms in a Fluidized Bed Reactor”. *Microbiology*, 142, p., 2187 – 2196, 1996.

VAN DEGRAAF, A.A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L.A.; JETTEN, M.; KUENEN, J.G. “Metabolic Pathway of Anaerobic Oxidation on the Basis of ¹⁵N Studies in Fluidized Bed Reactor”. *Microbiology*, 143, p. 2415 – 2421, 1997.

VOGEL, A. Química analítica qualitativa. 5ª Edição ed. São Paulo – SP: Editora Mestre Jou, 665p., 1981.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lodos Ativados. Belo Horizonte. Universidade Federal de Minas gerais – UFMG. Vol.4, 1997.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: In: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Minas Gerais: MG: Departamento de Engenharia

Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. v 1, 452 p., 2005.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERT, R. Constructed Wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden. The Netherlands, 1998.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for wastewater treatment. *Water*, v.2, p. 530 – 549, 2010.

VYMAZAL, J.; GREENWAY, M.; TONDESKI, K.; BRIX, H.; MANDER, U. Constructed Wetlands for wastewater treatment. In: Verhoeven, J. T.A.; BELTMAN, B.; BOBBINK, R.; WHIGHAM, D.F. (Eds), *Wetlands and Natural Resource Management. Ecological Studies* 190, Springer – Verlag, Berlin, Germany, p., 69 – 94, 2006.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed Wetlands. *Science of the Total Environmental* 380, p., 48 – 65, 2007.

VYMAZAL, J. Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Ecological Engineering* 61, p., 575 – 581, 2013.

WSP. Análise de Dados Estatísticos, financeiros e dos Intervenientes sobre o Abastecimentos de Água e Saneamento Rural, Maputo, 2010.

WANG, J.; BALTZIS, B.; LEWANDOWSKI, G. Fundamental denitrification kinetics with *Pseudomonas denitrificans*. *Biotech. Bio – eng.* V.47, p. 27 – 41. 1995.

WATERIED MOÇAMBIQUE. Notas sobre Saneamento, saúde e Higiene dos pontos de Abastecimento de Água; Maputo, 2002.

WIESMANN, U.; CHOI, I.S.; DOMBROWSKI, E.M. *Fundamentals of Biological Wastewater Treatment*, Berlin, Ed, WILEY – VCH, 393p, 2007.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, v. 57, p. 40 – 55. 2014.

ZHAO, Q. Y.; SUN, G.; LAFFERTY, C.; ALLEN, S.J. Optimizing the performance of a lab – scale tidal flow reed system treating agricultural wastewater. *Water Science and Technology* 50, p. 65 – 72.

ZHANG, D.Q.; JINADASA, K.B.S.N.; GERSBERG, R.M, LIU, Y.; TAN, S.T.K.; NG, W.J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000 – 2013). *Journal of Environmental* 30, p., 30 – 46, 2015.

APÊNDICES

APÊNDICE I

Apêndice I - Resultados dos parâmetros físico-químicos durante o período de monitoramento.

Tabela 23 Resultados dos Parâmetros físico-químicos no 1º ponto de amostragem (1º ponto do RAC)

| Data | pH | Alcalinidade (mg/L) | SS (mg/L) | ST (mg/L) | STV (mg/L) | STF (mg/L) | DQO (mg/L) | N-NH ₄ (mg/L) | N-NO ₂ ⁻ (mg/L) | N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | P-PO ₄ ³⁻ (mg/L) |
|------------|------|---------------------|-----------|-----------|------------|------------|------------|--------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| 27/01/2015 | 7,06 | 220 | 40,25 | 331,67 | 235,00 | 96,67 | 247,00 | 51,45 | 0,08 | 0,00 | 26,00 |
| 24/02/2015 | 7,16 | 155 | 25,25 | 153,34 | 11,67 | 141,67 | 155,50 | 43,20 | 0,09 | 0,00 | 12,00 |
| 18/03/2015 | 7,19 | 125 | 43,00 | 311,66 | 115,00 | 196,67 | 121,50 | 33,50 | 0,04 | 0,38 | 8,82 |
| 08/04/2015 | 7,20 | 215 | 37,00 | 296,67 | 125,00 | 171,67 | 226,50 | 41,80 | 0,11 | 0,00 | 15,91 |
| 11/05/2015 | 7,20 | 295 | 60,00 | 390,00 | 171,67 | 218,33 | 303,50 | 70,70 | 0,18 | 0,00 | 31,72 |
| 09/06/2015 | 7,20 | 260 | 80,59 | 498,34 | 323,34 | 175,00 | 339,00 | 67,30 | 0,16 | 0,00 | 26,49 |
| 07/07/2015 | 7,29 | 315 | 31,5 | 718,34 | 266,66 | 451,67 | 362,50 | 77,15 | 0,27 | 0,48 | 39,99 |
| 17/08/2015 | 7,02 | 260 | 34,00 | 501,67 | 213,33 | 288,33 | 345,98 | 66,95 | 0,22 | 0,84 | 35,76 |
| 10/09/2015 | 7,30 | 290 | 31,75 | 718,34 | 263,34 | 455,00 | 346,83 | 49,60 | 0,07 | 0,00 | 12,60 |
| 20/10/2015 | 7,11 | 190 | 36,75 | 396,67 | 170,00 | 226,67 | 317,24 | 66,00 | 0,11 | 0,00 | 17,82 |
| 11/11/2015 | 7,18 | 215 | 37,50 | 404,33 | 223,34 | 180,99 | 297,16 | 52,45 | 0,12 | 0,00 | 19,58 |
| DEZ | 7,20 | 222 | 35,27 | 316,06 | 132,72 | 183,34 | 291,64 | 63,70 | 0,11 | 0,00 | 16,24 |
| MÉDIA | 7,18 | 230,17 | 41,07 | 419,76 | 187,59 | 232,17 | 279,53 | 56,98 | 0,13 | 0,21 | 21,91 |
| MEDIANA | 7,20 | 221,00 | 36,88 | 393,34 | 192,50 | 190,01 | 300,33 | 47,33 | 0,11 | 0,00 | 18,70 |
| DP | 0,08 | 54,55 | 14,39 | 160,51 | 80,79 | 108,38 | 74,19 | 4,13 | 0,06 | 0,20 | 9,57 |
| MÁXIMA | 7,30 | 315,00 | 80,59 | 718,34 | 323,34 | 455,00 | 362,50 | 51,45 | 0,27 | 0,48 | 39,99 |
| MINIMO | 7,02 | 125,00 | 25,25 | 153,34 | 11,67 | 96,67 | 121,50 | 43,20 | 0,04 | 0,00 | 8,82 |

Tabela 24 Resultados dos parâmetros físico-químicos no 2º ponto de amostragem

| Data | pH | Alcalinidade (mg/L) | SS (mg/L) | ST (mg/L) | STV (mg/L) | STF (mg/L) | DQO (mg/L) | N-NH ₄ (mg/L) | N-NO ₂ ⁻ (mg/L) | N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | P-PO ₄ ³⁻ (mg/L) |
|------------|------|---------------------|-----------|-----------|------------|------------|------------|--------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| 27/01/2015 | 7,02 | 200,00 | 23,00 | 218,33 | 161,67 | 56,66 | 177,00 | 49,70 | 0,07 | 0,00 | 14,71 |
| 24/02/2015 | 6,95 | 130,00 | 23,00 | 83,34 | 56,67 | 26,67 | 136,00 | 31,35 | 0,06 | 0,00 | 7,79 |
| 18/03/2015 | 7,19 | 125,00 | 14,00 | 272,00 | 96,67 | 175,33 | 50,50 | 19,90 | 0,03 | 0,31 | 5,81 |
| 08/04/2015 | 6,90 | 140,00 | 19,00 | 185,00 | 61,67 | 123,33 | 100,00 | 28,50 | 0,06 | 0,00 | 9,64 |
| 11/05/2015 | 7,25 | 295,00 | 28,00 | 328,34 | 140,00 | 188,34 | 175,50 | 59,15 | 0,09 | 0,00 | 18,44 |
| 09/06/2015 | 7,22 | 225,00 | 34,00 | 463,34 | 320,00 | 143,34 | 247,50 | 54,95 | 0,13 | 0,00 | 20,62 |
| 07/07/2015 | 7,30 | 290,00 | 23,25 | 553,34 | 88,34 | 465,00 | 252,50 | 66,85 | 0,15 | 0,03 | 25,23 |
| 17/08/2015 | 7,04 | 215,00 | 28,00 | 423,34 | 171,67 | 251,67 | 300,83 | 65,85 | 0,20 | 0,50 | 33,14 |
| 10/09/2015 | 7,03 | 245,00 | 20,50 | 646,67 | 93,34 | 553,34 | 290,86 | 43,50 | 0,06 | 0,00 | 9,10 |
| 20/10/2015 | 7,09 | 150,00 | 18,50 | 310,00 | 141,67 | 168,34 | 187,24 | 58,75 | 0,065 | 0,00 | 10,64 |
| 11/11/2015 | 7,10 | 140,00 | 16,27 | 306,67 | 143,12 | 162,5 | 178,47 | 55,65 | 0,01 | 0,00 | 16,44 |
| DEZ | 7,02 | 199,00 | 19,11 | 240,80 | 110,04 | 130,76 | 167,70 | 48,97 | 0,01 | 0,00 | 12,07 |
| MÉDIA | 7,11 | 196,17 | 22,22 | 335,93 | 132,07 | 203,77 | 188,68 | 48,59 | 0,08 | 0,11 | 15,30 |
| MEDIAN A | 7,19 | 199,50 | 21,75 | 308,34 | 125,02 | 165,42 | 177,74 | 49,70 | 0,06 | 0,00 | 13,39 |
| DP | 0,15 | 57,77 | 5,38 | 153,52 | 66,98 | 148,66 | 71,38 | 16,41 | 0,06 | 0,11 | 7,67 |
| MÁXIMA | 7,30 | 295,00 | 34,00 | 646,67 | 320,00 | 553,34 | 300,83 | 66,85 | 0,20 | 0,31 | 33,14 |
| MINIMO | 6,90 | 125,00 | 14,00 | 83,34 | 56,67 | 26,67 | 50,50 | 19,90 | 0,01 | 0,00 | 5,81 |

Tabela 25 Resultados dos Parâmetros físico- químicos no 3º ponto de amostragem (Saída do WCFV-FS)

| Data | pH | Alcalinidade (mg/L) | SS (mg/L) | ST (mg/L) | STV (mg/L) | STF (mg/L) | DQO (mg/L) | N-NH ₄ (mg/L) | N-NO ₂ ⁻ (mg/L) | N-NO ₃ ⁻ (mg/L) | P-PO ₄ ³⁻ (mg/L) |
|------------|------|---------------------|-----------|-----------|------------|------------|------------|--------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| 27/01/2015 | 6,33 | 75,00 | 4,00 | 188,00 | 101,67 | 86,67 | 15,00 | 2,56 | 0,01 | 9,95 | 2,05 |
| 24/02/2015 | 6,77 | 80,00 | 2,00 | 60,00 | 8,33 | 51,67 | 24,00 | 1,32 | 0,04 | 10,06 | 2,98 |
| 18/03/2015 | 6,80 | 95,00 | 2,00 | 183,34 | 33,33 | 150,00 | 37,50 | 4,02 | 0,02 | 7,07 | 2,44 |
| 08/04/2015 | 6,65 | 90,00 | 2,00 | 155,00 | 46,67 | 108,34 | 21,50 | 3,44 | 0,03 | 9,48 | 2,28 |
| 11/05/2015 | 6,68 | 95,00 | 1,00 | 163,33 | 68,33 | 95,00 | 8,00 | 0,97 | 0,02 | 23,57 | 2,20 |
| 09/06/2015 | 6,89 | 105,00 | 6,25 | 173,34 | 20,00 | 153,34 | 20,00 | 5,47 | 0,025 | 10,06 | 3,24 |
| 07/07/2015 | 7,07 | 135,00 | 11,25 | 490,00 | 28,34 | 461,67 | 47,5 | 2,80 | 0,01 | 21,72 | 1,48 |
| 17/08/2015 | 6,67 | 155,00 | 2,00 | 396,67 | 65,00 | 331,67 | 11,00 | 12,21 | 0,03 | 40,93 | 3,68 |
| 10/09/2015 | 6,81 | 130,00 | 0,50 | 468,67 | 223,34 | 473,34 | 11,37 | 8,48 | 0,015 | 5,52 | 2,61 |
| 20/10/2015 | 6,70 | 85,00 | 1,50 | 151,67 | 23,33 | 128,34 | 21,38 | 4,94 | 0,020 | 18,19 | 1,90 |
| 11/11/2015 | 6,42 | 90,00 | 2,00 | 142,89 | 21,23 | 121,66 | 12,50 | 3,75 | 0,010 | 22,89 | 2,99 |
| DEZ | 6,45 | 76,56 | 3,00 | 141,33 | 78,43 | 62,90 | 17,30 | 4,27 | 0,03 | 17,57 | 2,32 |
| MEDIA | 6,69 | 100,96 | 3,13 | 226,19 | 59,83 | 185,38 | 20,59 | 4,52 | 0,02 | 16,42 | 2,51 |
| MEDIANA | 6,69 | 92,50 | 2,00 | 168,34 | 40,00 | 125,00 | 18,65 | 3,89 | 0,02 | 13,82 | 2,38 |
| DP | 0,20 | 24,52 | 2,84 | 135,36 | 56,17 | 143,46 | 11,05 | 2,99 | 0,01 | 9,59 | 0,59 |
| MÁXIMA | 7,07 | 155,00 | 11,25 | 490,00 | 223,34 | 473,34 | 47,50 | 12,21 | 0,04 | 40,93 | 3,68 |
| MÍNIMO | 6,33 | 75,00 | 0,50 | 60,00 | 8,33 | 51,67 | 8,00 | 0,97 | 0,01 | 5,52 | 1,48 |

APÊNDICE II

Apêndice II A - Resultados dos ensaios de Atividade nitrificante

Tabela 26 Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 1ª Camada (0-17 cm)

| 1ª Camada (0 - 17 cm) | | | | | | | | | | |
|------------------------------|----------------|----------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|--------|------------------|----------------|
| R1 | R2 | R3 | R1 | R2 | R3 | R 3 | Média | Desvio | Média | |
| S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | QO2 ¹ | QO2 ¹ | QO2 ¹ | QO2 ¹ | QO2 ¹ | | QO2 ¹ | S [mg N-NH4/L] |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,00 |
| 3,65 | 4,47 | 5,1 | 0,0844 | 0,0865 | 0,0791 | 0,0791 | 0,083 | 0,004 | 0,083 | 4,41 |
| 9,76 | 9,63 | 8,88 | 0,1074 | 0,107 | 0,1044 | 0,1044 | 0,106 | 0,002 | 0,106 | 9,42 |
| 20,34 | 18,67 | 19,7 | 0,1394 | 0,1362 | 0,1339 | 0,1339 | 0,137 | 0,003 | 0,137 | 19,57 |
| 29,86 | 27,63 | 30,4 | 0,1614 | 0,1584 | 0,1583 | 0,1583 | 0,159 | 0,002 | 0,159 | 29,30 |
| 36,5 | 34,43 | 36,03 | 0,1754 | 0,1766 | 0,1742 | 0,1742 | 0,175 | 0,001 | 0,175 | 35,65 |
| 48,77 | 46,27 | 45,26 | 0,1774 | 0,1834 | 0,1834 | 0,1834 | 0,181 | 0,003 | 0,181 | 46,77 |
| 55,23 | 53,26 | 57,05 | 0,1886 | 0,1906 | 0,1845 | 0,1845 | 0,188 | 0,003 | 0,188 | 55,18 |
| 71,9 | 68,45 | 65,23 | 0,1986 | 0,1956 | 0,1957 | 0,1957 | 0,197 | 0,002 | 0,197 | 68,53 |
| 88,23 | 98,7 | 91,89 | 0,216 | 0,1992 | 0,2212 | 0,2212 | 0,212 | 0,011 | 0,212 | 92,94 |

Tabela 27 Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 2ª camada (17 – 34 cm)

| 2ª Camada (17 -34 cm) | | | | | | | | | | |
|-----------------------|----------------|----------------|--------|--------|--------|-------|--------|-------|-------|----------------|
| R1 | R2 | R3 | R1 | R 2 | R 3 | Média | Desvio | Média | | |
| S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | | QO2 | | S [mg N-NH4/L] |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| 3,88 | 3,67 | 4,07 | 0,0418 | 0,0413 | 0,0391 | 0,041 | 0,001 | 0,041 | 0,001 | 3,873 |
| 9,36 | 9,88 | 9,56 | 0,0632 | 0,0622 | 0,0598 | 0,062 | 0,002 | 0,062 | 0,002 | 9,600 |
| 18,67 | 19,42 | 20,07 | 0,0934 | 0,0886 | 0,0939 | 0,092 | 0,003 | 0,092 | 0,003 | 19,387 |
| 30,45 | 28,67 | 29,44 | 0,1122 | 0,1132 | 0,1023 | 0,109 | 0,006 | 0,109 | 0,006 | 29,520 |
| 38,55 | 38,88 | 37,33 | 0,1296 | 0,1278 | 0,1142 | 0,124 | 0,008 | 0,124 | 0,008 | 38,253 |
| 47,87 | 48,57 | 46,66 | 0,1384 | 0,1365 | 0,1233 | 0,133 | 0,008 | 0,133 | 0,008 | 47,700 |
| 56,76 | 58,67 | 57,05 | 0,1453 | 0,1406 | 0,1345 | 0,140 | 0,005 | 0,140 | 0,005 | 57,493 |
| 68,54 | 72,28 | 69,23 | 0,1498 | 0,1456 | 0,1377 | 0,144 | 0,006 | 0,144 | 0,006 | 70,017 |
| 98,33 | 98,7 | 96,89 | 0,1512 | 0,1472 | 0,1402 | 0,146 | 0,006 | 0,146 | 0,006 | 97,973 |

Tabela 28 Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 3ª camada (34 - 50 cm)

| 3ª Camada (34 -50 cm) | | | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------|----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|----------------|
| R1 | R2 | R3 | R1 | R2 | R3 | R 1 | R 2 | R 3 | Média | Desvio | Média |
| S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | | S [mg N-NH4/L] |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| 3,981 | 3,873 | 4,076 | 0,0326 | 0,0328 | 0,0341 | 0,0326 | 0,0328 | 0,0341 | 0,033 | 0,001 | 3,977 |
| 9,661 | 9,786 | 9,656 | 0,0508 | 0,0522 | 0,0568 | 0,0508 | 0,0522 | 0,0568 | 0,053 | 0,003 | 9,701 |
| 18,688 | 17,442 | 19,007 | 0,0785 | 0,0788 | 0,0739 | 0,0785 | 0,0788 | 0,0739 | 0,077 | 0,003 | 18,379 |
| 31,452 | 28,678 | 29,743 | 0,0982 | 0,0962 | 0,0923 | 0,0982 | 0,0962 | 0,0923 | 0,096 | 0,003 | 29,958 |
| 38,769 | 38,987 | 37,338 | 0,1092 | 0,1078 | 0,1042 | 0,1092 | 0,1078 | 0,1042 | 0,107 | 0,003 | 38,365 |
| 48,677 | 48,566 | 47,676 | 0,1199 | 0,1165 | 0,1133 | 0,1199 | 0,1165 | 0,1133 | 0,117 | 0,003 | 48,306 |
| 58,776 | 58,679 | 57,059 | 0,1248 | 0,1236 | 0,1245 | 0,1248 | 0,1236 | 0,1245 | 0,124 | 0,001 | 58,171 |
| 69,654 | 70,728 | 71,23 | 0,1276 | 0,1256 | 0,1277 | 0,1276 | 0,1256 | 0,1277 | 0,127 | 0,001 | 70,537 |
| 98,336 | 98,767 | 96,89 | 0,1327 | 0,1372 | 0,1302 | 0,1327 | 0,1372 | 0,1302 | 0,133 | 0,004 | 97,998 |

Tabela 29 Resultados dos ensaios respirométricos considerando a biomassa da 4ª camada (Interface I/S)

| 4ª Camada (Interface Ins/Sat) | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|----------------|----------------|-----------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|----------------|
| R1 | R2 | R3 | R1 | R2 | R3 | R 1 | R 2 | R 3 | Média | Desvio | Média |
| S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | S [mg N-NH4/L] | QO2 final | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | QO2 | | S [mg N-NH4/L] |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| 4,881 | 4,873 | 4,762 | 0,0274 | 0,0282 | 0,0301 | 0,0301 | 0,0282 | 0,0301 | 0,029 | 0,001 | 4,839 |
| 9,761 | 9,861 | 9,753 | 0,0468 | 0,0422 | 0,0478 | 0,0478 | 0,0422 | 0,0478 | 0,046 | 0,003 | 9,792 |
| 18,888 | 17,742 | 19,007 | 0,0708 | 0,0721 | 0,0698 | 0,0698 | 0,0721 | 0,0698 | 0,071 | 0,001 | 18,546 |
| 30,452 | 28,678 | 29,763 | 0,0866 | 0,0902 | 0,0888 | 0,0888 | 0,0902 | 0,0888 | 0,089 | 0,002 | 29,631 |
| 38,779 | 38,97 | 37,821 | 0,0974 | 0,0978 | 0,1012 | 0,1012 | 0,0978 | 0,1012 | 0,099 | 0,002 | 38,523 |
| 48,772 | 48,732 | 47,676 | 0,1042 | 0,1055 | 0,1022 | 0,1022 | 0,1055 | 0,1022 | 0,104 | 0,002 | 48,393 |
| 58,762 | 58,79 | 57,591 | 0,1072 | 0,1066 | 0,1075 | 0,1075 | 0,1066 | 0,1075 | 0,107 | 0,000 | 58,381 |
| 69,554 | 70,748 | 71,263 | 0,1094 | 0,1056 | 0,11 | 0,11 | 0,1056 | 0,11 | 0,108 | 0,002 | 70,522 |
| 98,536 | 98,672 | 96,652 | 0,1126 | 0,1112 | 0,1102 | 0,1102 | 0,1112 | 0,1102 | 0,111 | 0,001 | 97,953 |

APÊNDICE II

Ensaio cinéticos de consumo de substrato referente à atividade nitrificante específica da biomassa da 1ª camada.

Tabela 30 Resultados dos ensaios cinéticos de consumo de amônia e formação de nitrito e nitrato

| Tempo (h) | VALOR MÉDIO | DP (média) | VALOR MÉDIO | DP (média) | VALOR MÉDIO | DP (média) |
|------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| 0 | NH4 mg/L 52,35 | 0,00 | NO2 mg/L 0,00 | 0,00 | NO3 mg/L 0,00 | NO3 mg/L 0,00 |
| 2 | 48,58 | 0,75 | 0,00 | 0,00 | 3,38 | 0,31 |
| 4 | 43,82 | 1,13 | 0,00 | 0,00 | 7,68 | 0,96 |
| 6 | 38,86 | 0,55 | 0,00 | 0,00 | 12,57 | 0,39 |
| 8 | 33,18 | 1,01 | 0,11 | 0,18 | 17,92 | 0,87 |
| 10 | 25,60 | 0,99 | 0,31 | 0,23 | 25,36 | 2,35 |
| 12 | 20,37 | 0,53 | 0,59 | 0,46 | 30,04 | 1,58 |
| 14 | 15,43 | 0,92 | 0,85 | 0,36 | 34,43 | 2,32 |
| 16 | 11,50 | 0,45 | 0,93 | 0,40 | 38,38 | 0,46 |
| 18 | 9,95 | 0,93 | 1,09 | 0,45 | 40,04 | 0,73 |
| 20 | 6,49 | 0,69 | 1,24 | 0,42 | 42,97 | 0,58 |
| 22 | 3,80 | 0,34 | 1,55 | 0,37 | 45,60 | 0,42 |
| 24 | 2,41 | 1,32 | 1,59 | 0,15 | 46,39 | 0,41 |

APÊNDICE III

Apêndice III - Resumo de Resultados dos Ensaios de Atividade específica desnitrificante

Tabela 32 Resumo das velocidades da atividade desnitrificante nas quatro camadas estudadas

| Substrato | (0-17cm) | | (17 -34 cm) | | (34 -5cm) | | Interface | | Ins/Sat |
|-----------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|---------|
| | rN-NO3 (mgN- NO3/L.h) | rN-NO3 (mgN- NO3/ g.h) | rN-NO3 (mgN- NO3/L.h) | rN-NO3 (mgN-NO3/ g.h) | rN-NO3 (mgN- NO3/L.h) | rN-NO3 (mgN- NO3/ g.h) | rN-NO3 (mgN- NO3/ g.L.h) | rN-NO3 (mgN- NO3/L.h) | |
| 0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 5 | 0,0996 | 0,05 | 0,34 | 0,17 | 0,6838 | 0,34 | 1,2118 | 0,61 | 0,61 |
| 10 | 0,407 | 0,20 | 0,7513 | 0,38 | 1,199 | 0,60 | 2,295 | 1,15 | 1,15 |
| 20 | 1,176 | 0,59 | 1,6154 | 0,81 | 2,1412 | 1,07 | 3,8117 | 1,91 | 1,91 |
| 30 | 1,837 | 0,92 | 2,4169 | 1,21 | 3,1038 | 1,55 | 4,7865 | 2,39 | 2,39 |
| 40 | 2,4324 | 1,22 | 3,1895 | 1,59 | 3,8049 | 1,90 | 5,588 | 2,79 | 2,79 |
| 50 | 2,857 | 1,43 | 3,699 | 1,85 | 4,1709 | 2,09 | 6,1722 | 3,09 | 3,09 |
| 60 | 3,1064 | 1,55 | 3,9435 | 1,97 | 4,5607 | 2,28 | 6,432 | 3,22 | 3,22 |
| 70 | 3,2796 | 1,64 | 4,3201 | 2,16 | 4,8782 | 2,44 | 6,5518 | 3,28 | 3,28 |
| 100 | 3,5551 | 1,78 | 4,5187 | 2,26 | 5,0128 | 2,51 | 6,6801 | 3,34 | 3,34 |