



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

**Rafael Melo Torres**

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITRATO EM ÁGUA DE  
ABASTECIMENTO HUMANO UTILIZANDO O ENDOCARPO DE  
COCO COMO FONTE DE CARBONO**

**Natal  
2011**

Rafael Melo Torres

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITRATO EM ÁGUA DE  
ABASTECIMENTO HUMANO UTILIZANDO O ENDOCARPO DE  
COCO COMO FONTE DE CARBONO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Pereira de Brito

Natal  
2011

Seção de Informação e Referência  
Catalogação da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Torres, Rafael Melo.

Remoção biológica de nitrato em água de abastecimento humano utilizando o endocarpo de coco como fonte de carbono. / Rafael Melo Torres. – Natal, RN, 2011.  
76f. ; il.

Orientador: Luiz Pereira de Brito.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Tratamento de água. – Dissertação. 2. Remoção de nitrato. – Dissertação. 3. Endocarpo de coco. – Dissertação. 4. Processo Biológico. – Dissertação. 5. Desnitrificação. – Dissertação. I. Brito, Luiz Pereira. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BCZM

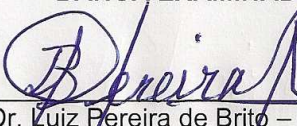
CDU 628.161.2(813.2)

RAFAEL MELO TORRES

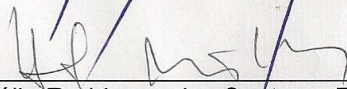
**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITRATO EM ÁGUA DE  
ABASTECIMENTO HUMANO UTILIZANDO O ENDOCARPO DE  
COCO COMO FONTE DE CARBONO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

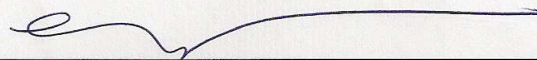
**BANCA EXAMINADORA**



Dr. Luiz Pereira de Brito – Orientador



Dr. Hélio Rodrigues dos Santos – Examinador UFRN



Dra. Célia Regina Diniz – Examinador Externo UEPB

Natal, 22 de Agosto de 2011

*Dedico este trabalho a Deus, aos meus pais Raimundo e Maria Ivanilda, e a minha noiva Fabíola.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus por mais essa vitória em minha vida.

Aos meus pais “Dinha” e “Doca” por tudo que fizeram por mim, pela maneira que me educaram e pelo apoio dado durante minha vida acadêmica.

Ao professor Luiz Pereira pela orientação tão prestativa, esclarecedora e contínua durante todo o desenvolvimento deste trabalho. Além disso, agradeço pela oportunidade e incentivo dado nesta pesquisa, a qual tive imenso prazer de participar.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária/UFRN, em especial ao professor Hélio Rodrigues, pelas contribuições no exame de qualificação; e ao professor André Calado, pelas sugestões no tratamento estatístico, além das contribuições no exame de qualificação.

Ao professor Paulo Alysson e o Técnico “Chico” do Laboratório de Concreto/UFRN, por ceder à máquina “Los Angeles”.

À bolsista Kamilla, pelo auxílio nas análises e na árdua tarefa de limpeza e quebra do endocarpo.

Ao senhor Wilson pela imensa ajuda desde a montagem, operação e manutenção do sistema, e pela sua prestatividade sempre quando necessária.

À vó Diolinda, vó Olindina, Luci, tia Dodora, tia Raimunda, tia Flávia e amigas Karol e “Gracinha” pelo grande esforço em conseguir e limpar as “quengas de coco” para a pesquisa.

Ao amigo Iagê pela elaboração da Figura 2 (área de estudo).

Ao IFRN pela complementação das análises da pesquisa.

Ao Técnico Sandro pelo treinamento no laboratório, e sempre a disposição em esclarecer dúvidas de análises.

Aos meus irmãos: Dayana pela ajuda no tratamento estatístico e Taffarel pelo fornecimento de bibliografia na área de bioquímica.

A Fabíola, que existe para me completar, que está presente em todos os momentos de minha vida. E nesse não foi diferente, seus incentivos e apoios preciosos foram tudo que precisava.

A todos que de algum modo contribuíram para a realização deste trabalho.

*"Tudo posso naquele que me fortalece"*

Filipenses 4:13

## RESUMO

A qualidade da água subterrânea vem sendo cada vez mais comprometida como consequência da intensificação das ações antrópicas ao longo dos anos. Um dos efeitos dessa degradação é a contaminação dos mananciais subterrâneos por nitrato, um problema sócio-ambiental que atinge diversas regiões do mundo e, em particular, a cidade do Natal (RN). Técnicas para remoção de nitrato em águas têm sido desenvolvidas a fim de eliminar, ou reduzir, a concentração deste composto, sendo que, as que envolvem processos biológicos têm apresentado vantagens econômicas e ambientais. Esse estudo propõe uma tecnologia de remoção biológica do nitrato em água de abastecimento humano, utilizando o endocarpo de coco como fonte de carbono e suporte bacteriano. Os experimentos foram realizados em câmaras anóxicas em escala piloto, testando diferentes áreas superficiais do substrato. Os resultados mostraram elevadas taxas de remoção de nitrato ao longo do período de monitoramento, observando a ocorrência da desnitrificação logo após o início do funcionamento do sistema. O melhor desempenho foi alcançado no sistema de tratamento contendo substrato de maior área superficial, indicando que a diminuição no tamanho do endocarpo contribuiu com o aumento da atividade bacteriana, melhorando a capacidade de remoção de nitrato. Quanto à qualidade da água analisada, verificou-se que a tecnologia proposta tem potencialidade de uso da água para consumo humano.

**PALAVRAS-CHAVE:** tratamento de água, remoção de nitrato, endocarpo de coco, processo biológico, desnitrificação.



## ABSTRACT

The groundwater quality has been compromised as a result of the intensification of human activities over the years. Groundwater contamination by nitrate is one of the effects of this degradation, a socio-environmental problem that affects many regions of the world and particular the city of Natal (RN). Developing techniques for nitrate removal in water is intended to eliminate or reduce the concentration of this compound, and those that involve biological processes have produced economic and environmental advantages. This study proposes a technology for biological removal of nitrate in water supply for humans, using the endocarp's coconut as a carbon source and bacteria support. The experiments were performed in pilot scale anoxic, testing different areas of the substrate surface. Results showed high rates nitrate removal during the monitoring period, noting the occurrence of denitrification after the beginning of system operation. The best performance was achieved in the treatment system containing substrate surface area increased, indicating that the decrease in the endocarp size contributed to increased bacterial activity, improving the ability to remove nitrate. About the quality analyzed aspects of water, it was found that the proposed technology has the potential water use for human consumption.

**KEYWORDS:** water treatment, nitrate removal, endocarp's coconut, biological processe, denitrification.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Corte longitudinal do coco.....	27
Figura 2: Mapa georreferenciado da área de estudo (sem escala).....	34
Figura 3: Planta Baixa da câmara anóxica.....	36
Figura 4: Corte AA da câmara anóxica.....	36
Figura 5: Corte BB da câmara anóxica.....	37
Figura 6: Câmara anóxica.....	37
Figura 7: Câmaras anóxica (C1 e C2).....	37
Figura 8: Endocarpo de coco.....	39
Figura 9: Endocarpo de coco com fibras.....	39
Figura 10: Materiais usados para limpeza do endocarpo.....	39
Figura 11: Endocarpo de coco (após o processo de limpeza).....	39
Figura 12: Endocarpo de coco pronto para a etapa de quebra.....	39
Figura 13: Primeira etapa de quebra do endocarpo, com o pilão de madeira.....	39
Figura 14: Máquina “Los Angeles”.....	40
Figura 15: Carga abrasiva (12 esferas de ferro fundido).....	40
Figura 16: Segunda etapa de quebra do endocarpo, com uso da máquina “Los Angeles”.....	40
Figura 17: Material após o processo de quebra na máquina “Los Angeles”.....	40
Figura 18: Peneiramento do material.....	40
Figura 19: Material separado por faixa granulométrica.....	40
Figura 20: Lavagem do material em água corrente.....	41
Figura 21: Lavagem do cascalhinho.....	41
Figura 22: Secagem natural.....	41
Figura 23: Secagem artificial.....	41
Figura 24: Câmara em fase de montagem.....	43
Figura 25: Bomba dosadora.....	43
Figura 26: Reservatório com capacidade para 250 litros – entrada de água para as câmaras C1 e C2 (Ponto de Coleta – E).....	44
Figura 27: Reservatório com capacidade para 150 litros - saída de água das câmaras C1 e C2 (Pontos de Coleta – S1 e S2).....	44
Figura 28: Câmara C1 em operação (três dias após início do funcionamento).....	46
Figura 29: Coleta de água na câmara C1 (três dias após o funcionamento).....	44
Figura 30: Vista geral dos componentes do sistema da câmara C1.....	44
Figura 31: Vista geral dos componentes do sistema, com as câmaras C1 e C2... ..	44

Figura 32: Box Plot de temperatura – Fase 1 .....	48
Figura 33: ANOVA gráfica pH – Fase 1 .....	49
Figura 34: ANOVA gráfica alcalinidade – Fase 1 .....	49
Figura 35: Variação temporal do pH – Fase 1 .....	49
Figura 36 ANOVA gráfica OD – Fase 1 .....	50
Figura 37: Variação temporal da cor aparente – Fase 1 .....	51
Figura 38: Box Plot de turbidez – Fase 1 .....	52
Figura 39: Variação temporal da turbidez – Fase 1 .....	52
Figura 40: ANOVA gráfica nitrato – Fase 1 .....	53
Figura 41: Variação temporal do nitrato – Fase 1 .....	54
Figura 42: ANOVA gráfica amônia – Fase 1 .....	54
Figura 43: Box Plot de nitrito– Fase 1 .....	54
Figura 44: Variação temporal da DQO – Fase 1 .....	55
Figura 45: Box Plot de DQO – Fase 1 .....	56
Figura 46: ANOVA gráfica DQO– Fase 1 .....	56
Figura 47: Box Plot de temperatura – Fase 2 .....	56
Figura 48: ANOVA gráfica pH – Fase 2 .....	57
Figura 49: ANOVA gráfica alcalinidade – Fase 2 .....	57
Figura 50: ANOVA gráfica OD – Fase 2 .....	57
Figura 51: Variação temporal da cor aparente – Fase 2 .....	58
Figura 52: Variação temporal da turbidez e Sólidos Suspensos Totais (SST) – Fase 2 .....	58
Figura 53: Variação temporal do nitrato – Fase 2 .....	60
Figura 54: ANOVA gráfica Capacidade de Desnitrificação (Fase 1 x Fase 2) .....	60
Figura 55: ANOVA gráfica amônia– Fase 2 .....	61
Figura 56: Box Plot de nitrito– Fase 2 .....	61
Figura 57: Variação temporal da DQO – Fase 2 .....	61
Figura 58: ANOVA gráfica DQO– Fase 2 .....	62
Figura 59: ANOVA gráfica COT – Fase 2 .....	63
Figura 60: ANOVA gráfica CIT– Fase 2 .....	63
Figura 61: Variação temporal do CIT e COT – Fase 2 .....	63
Figura 62: Regressão linear dos parâmetros com os melhores índices de correlação – Fase 1 .....	66
Figura 63: Regressão linear dos parâmetros com os melhores índices de correlação – Fase 2 .....	67

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Classificação dos principais tipos de microorganismos em processos biológicos .....	19
Tabela 2: Características de processos de remoção de nitrato.....	24
Tabela 3: Degradação da lignina e contagem de bactérias durante um mês após inoculação (incubação a 30°C).....	29
Tabela 4: Padrão de aceitação de água potável para consumo humano (VMP) ..	32
Tabela 5: Características de cada fase da pesquisa.....	42
Tabela 6: Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias .....	46
Tabela 7: Resultados médios obtidos na Fase 1 e Fase 2.....	64
Tabela 8: Resultados dos índices de correlação (r), coeficiente de determinação ( $r^2$ ) e o nível de significância (p) .....	65
Tabela 9: Valores médios, medianos, mínimos, máximos, desvio padrão e número de dados para cada parâmetro na Fase 1 e Fase 2.....	75

## LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

APHA - American Public Health Association

A<sub>S</sub> - Área superficial específica

°C - grau Celsius

CAERN - Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte

CIT - Carbono Inorgânico Total

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

COT - Carbono Orgânico Total

DQO - Demanda Química de Oxigênio

e - Índice de vazios

LARHISA - Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

NO - Não Objetável

MS - Ministério da Saúde

NPM - Número Mais Provável

NUPLAM - Núcleo de Pesquisa em Alimentos e Medicamentos

OD - Oxigênio Dissolvido

OMS - A Organização Mundial de Saúde

p - Nível de significância

pH - Potencial hidrogeniônico

Q - Vazão

r - Coeficiente de correlação

r<sup>2</sup> - Coeficiente de determinação

RDN - Redução Dissimilatória do Nitrato

RN - Rio Grande do Norte

SONS - Substratos Orgânicos Naturais Sólidos

SST - Sólidos Suspensos Totais

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

UFC - Unidade Formadora de Colônia

UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte

USEPA - United States Environmental Protection Agency

V - Volume

VMP - Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1 Transformação biológica do nitrogênio .....	17
2.1.1 Nitrificação.....	18
2.1.2 Desnitrificação.....	21
2.2 Processos de remoção de nitrato em água de abastecimento.....	23
2.2.1 Desnitrificação heterotrófica em água de abastecimento.....	25
2.3 Emprego do endocarpo de coco como fonte de carbono.....	27
2.4 Biofilme e degradação de material lignocelulósico.....	28
2.5 Nitrato e aspectos de saúde pública .....	30
2.6 Normas de qualidade para água potável.....	31
2.6.1 Normas e regulamentos do Brasil .....	31
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
3.1 Caracterização da área de estudo .....	33
3.2 Sistema de remoção de nitrato.....	35
3.2.1 Câmaras Anóxicas .....	35
3.2.2 Preparação do substrato .....	38
3.2.3 Etapas desenvolvidas na pesquisa .....	42
3.2.4 Montagem do sistema de desnitrificação .....	43
3.3 Metodologia de coleta e análise.....	45
3.4 Tratamento estatístico.....	47
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.1 Desnitrificação na Fase 1 .....	48
4.1.1 Temperatura.....	48
4.1.2 Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade Total.....	49
4.1.3 Oxigênio Dissolvido.....	50
4.1.4 Cor Aparente .....	50
4.1.5 Turbidez .....	51
4.1.6 Nitrato.....	52
4.1.7 Nitrito e Amônia.....	54
4.1.8 Demanda Química de Oxigênio .....	55
4.2 Desnitrificação na Fase 2.....	56

4.2.1 Temperatura.....	56
4.2.2 Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade Total.....	57
4.2.3 Oxigênio Dissolvido.....	57
4.2.4 Cor, Turbidez e Sólidos Suspensos.....	58
4.2.5 Nitrato.....	59
4.2.6 Nitrito e Amônia.....	60
4.2.7 Demanda Química de Oxigênio.....	61
4.2.8 Carbono Total.....	62
4.3 Padrão de aceitação para consumo humano - Fase 1 e Fase 2.....	64
4.4 Análises de regressão.....	65
5 CONCLUSÕES.....	68
6 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES.....	69
7 REFERÊNCIAS.....	70
8 ANEXOS.....	75

## 1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas têm se tornado uma importante fonte de abastecimento para os usos doméstico, industrial e agrícola. No contexto mundial, 99,4% da água encontram-se indisponíveis para consumo humano, existindo apenas 0,6% de água doce líquida, das quais 97,5% são águas subterrâneas (CETESB, 2004).

A qualidade da água subterrânea vem sendo cada vez mais comprometida como consequência da intensificação das ações antrópicas ao longo dos anos, particularmente em relação à contaminação por nitrato. Essa problemática deve ser tratada sob uma perspectiva global, uma vez que a contaminação dos mananciais subterrâneos por nitrato é um problema sócio-ambiental que atinge diversas regiões do mundo. Por exemplo, na China e Espanha, essa contaminação ocorre principalmente por fontes difusas, com um aumento considerável de nitrato nas águas subterrâneas, devido a práticas agrícolas (XUMING ; JIANLONG, 2009; CALDERER et al., 2010). Já em outros países, principalmente subdesenvolvidos, a contaminação por nitrato ocorre principalmente por fontes pontuais em decorrência da disposição inadequada de resíduos e efluentes de atividades industriais e domésticas (CLARKE, 2006).

No Brasil, a fossa séptica é muito utilizada para tratar os efluentes de esgotos domésticos, por ser um sistema de tratamento de esgotos de construção e operação simples, compacta e de baixo custo. No município de Natal (RN), o sistema de fossa séptica seguida de sumidouro é empregado como solução para o tratamento de esgoto individual em grande parte da cidade. Os compostos oriundos dos sumidouros infiltram no solo arenoso, atingindo o lençol freático que, por sua vez, é utilizado como manancial de abastecimento por uma parcela da cidade. Atualmente, caracteriza-se como um grave problema de abastecimento público de água na região, a contaminação do aquífero por nitrato, proveniente de sistemas sépticos.

Técnicas físico-químicas para remoção de nitrato em águas têm sido amplamente desenvolvidas. Entretanto, essas tecnologias possuem vantagens e desvantagens econômicas e ambientais, conforme Tabela 2. Por exemplo, a necessidade de pós-tratamento, possível formação de subprodutos persistentes na água, alto custo econômico de instalação e operação (PARK ; YOO, 2009; KARANASIOS, et al., 2010). Nesse contexto, o processo de desnitrificação é considerado como uma abordagem promissora para remover o nitrato de água



contaminada (CALDERER et al., 2010). O melhor custo-benefício comparado a outros processos, a baixa geração de subprodutos químicos ofensivos à saúde humana, facilidade de operação e manutenção, são algumas vantagens reconhecidas do processo de desnitrificação no tratamento de água (CLARKE, 2006; PARK ; YOO, 2009).

O processo de remoção de nitrato com a utilização do endocarpo de coco como fonte de carbono surge como uma alternativa a processos físico-químicos, com potenciais vantagens econômicas e ambientais. Além de possuir as vantagens reconhecidas dos processos de desnitrificação, a utilização do endocarpo de coco se mostra como uma rica fonte de carbono para as bactérias heterotróficas, em virtude da constituição bioquímica formada por compostos lignocelulósicos (SMÍSEK ; CERNY, 1970; SANTOS, 2002), sendo uma das condições favoráveis para geração de elevadas taxas de desnitrificação (GIBERT et al., 2008).

Considerando a grande produtividade de coco em regiões tropicais, a proposta desse sistema de tratamento com o aproveitamento do endocarpo pode complementar o papel de controle ambiental, uma vez que minimiza a quantidade de resíduos dispostos de forma inadequada e reduz o volume de resíduos sólidos em aterros sanitários. Aliado a isso, essa tecnologia pode ser considerada de baixo custo, pela utilização de um substrato com baixo ou nenhum valor econômico agregado.

O objetivo geral deste trabalho é propor o uso do endocarpo de coco como fonte de carbono e suporte físico bacteriano para as bactérias heterotróficas na remoção biológica do nitrato em água de abastecimento humano.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste item será apresentada uma revisão de literatura sobre os processos que contemplam a remoção do nitrato da água, enfatizando-se o *processo de desnitrificação em água de abastecimento*. No entanto, também foram feitas abordagens sobre o processo de desnitrificação em tratamento de esgotos, que já possui uma base teórica bem definida e técnicas consolidadas e, por esse motivo, já vem sendo aplicado há décadas.

### 2.1 Transformação biológica do nitrogênio

O nitrogênio é um macronutriente constituinte de células de todos os seres vivos. Esse elemento pode ser encontrado sob diferentes formas químicas e diferentes estados de oxidação, cujas valências variam de -3 a +5 (ENRICH-PRAST, 2005). As formas nitrogenadas mais comumente estudadas são:

- ❖ Nitrogênio atmosférico ( $N_2$ ): É a forma nitrogenada mais abundante da superfície terrestre. Estima-se que cerca de 99,9% do nitrogênio presente na hidrosfera, atmosfera e na biosfera é encontrado na forma de  $N_2$  (FENCHEL et al., 1998).
- ❖ Óxido Nitroso ( $N_2O$ ): Um dos principais gases responsáveis pela absorção do infravermelho da atmosfera contribuindo para o efeito estufa. O reconhecimento da importância desse gás na alteração do clima global tem estimulado pesquisas específicas sobre esse componente (ENRICH-PRAST, 2005).
- ❖ Nitrogênio Orgânico: O nitrogênio orgânico está presente no ambiente sob a forma dissolvida (peptídeos, purinas, aminas e aminoácidos) e particulada (organismos microbianos e detritos) (ESTEVES, 1998). O nitrogênio orgânico em esgotos domésticos brutos é uma das formas nitrogenadas predominantes junto com a amônia (VON SPERLING et al., 2009).
- ❖ Amônia livre e ionizada ( $NH_3$  e  $NH_4^+$ ): Apesar do seu tempo de vida relativamente curto, de aproximadamente 10 dias, é o terceiro composto de nitrogênio mais abundante na atmosfera, ficando atrás apenas do  $N_2$  e do  $N_2O$ . As principais fontes incluem a decomposição enzimática da uréia proveniente de urina e de excrementos, emissão pelo solo, queima de biomassa e perdas durante a produção e aplicação de fertilizantes (ODUM ; BARRET, 2008).
- ❖ Nitrito ( $NO_2^-$ ): O nitrito é produzido pela oxidação da amônia. À conversão dos íons amônio em nitrito consiste numa etapa intermediária do processo de nitrificação.

❖ Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ): É formado pela oxidação do nitrito sendo o composto de nitrogênio que se encontra na forma mais oxidada. Uma vez liberado no solo, o nitrato pode ser absorvido e metabolizado por vegetais ou ser lixiviado. A nitrificação é um processo no ciclo do nitrogênio, que consiste na conversão de amônia a nitrato.

Abaixo são apresentadas as transformações biológicas sofridas pelo nitrogênio:

❖ Fixação biológica de nitrogênio: É o processo em que alguns organismos heterotróficos e autotróficos reduzem o  $\text{N}_2$  a partir do consumo de compostos orgânicos. A forte ligação entre as duas moléculas de  $\text{N}_2$  é quebrada por meio da ação da enzima nitrogenase. Alguns organismos de vida livre e associados simbioticamente são capazes de realizar esse processo (CHAPIN et al., 2002).

❖ Amonificação: É o processo que corresponde à transformação de nitrogênio orgânico em amônia, realizada por vários gêneros de bactérias e fungos. A liberação de  $\text{NH}_4^+$  através da mineralização da matéria orgânica é influenciada pela qualidade do substrato orgânico a ser degradado. A Amonificação pode ocorrer em condições aeróbias e anaeróbias, sendo as maiores taxas na presença de oxigênio (ENRICH-PRAST, 2005).

❖ Nitrificação e desnitrificação: O nitrogênio também pode ser oxidado a nitrito ou nitrato pelo processo de nitrificação, o qual é realizado por certos grupos de bactérias. O processo de desnitrificação é a redução de nitrato a espécies de nitrogênio sob forma de gás ( $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ) que ocorre através de processo biológico. Os processos de nitrificação e desnitrificação serão abordados com ênfase a partir do item 2.1.1 e 2.1.2.

### **2.1.1 Nitrificação**

O processo de nitrificação consiste na oxidação da amônia a nitrato, através de bactérias aeróbias, exercida por vários gêneros de bactérias autotróficas, que não necessitam de um substrato orgânico para seu crescimento (CHEN, et al., 2006). Os microorganismos envolvidos neste processo utilizam o gás carbônico como a principal fonte de carbono, sendo a energia obtida para suas funções vitais proveniente da oxidação de substratos inorgânicos de nitrogênio, como amônia, a formas mineralizadas (VON SPERLING, 2006).

As bactérias nitrificantes oxidam amônia a nitrato, contemplando uma etapa intermediária sob a forma de nitrito, as quais utilizam o oxigênio como acceptor de

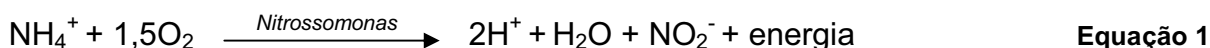
elétrons. Através da transferência de elétrons para o oxigênio ocorre ganho de energia necessária para a síntese de proteínas, a partir de substâncias inorgânicas de nitrogênio (TORRE, 2004). Na Tabela 1 é apresentado um resumo dos principais tipos de organismos, baseado nas fontes de carbono e fonte de energia, dentre eles os microorganismos que participam do processo de nitrificação.

**Tabela 1: Classificação dos principais tipos de microorganismos em processos biológicos.**

TIPO DE MICROORGANISMO	FONTE CARBONO	DOADOR	ACEPTOR	CARACTERÍSTICAS DISTINTIVAS
Bactérias Heterotróficas	Carbono Orgânico Dissolvido	Carbono Orgânico	O <sub>2</sub>	Bactérias Aeróbias
			NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Bactérias Desnitrificantes
			Carbono Orgânico	Bactérias Anaeróbias
Protozoários e Metazoários	Carbono Orgânico Particulado	Carbono Orgânico	O <sub>2</sub>	Protozoários e Metazoários inferiores
Bactérias Autótrofas	CO <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub>	O <sub>2</sub>	Bactérias Nitrificantes: <i>Nitrossomonas</i>
	CO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	<i>Nitrobacter</i>

Fonte: Torre (2004).

A nitrificação é entendida freqüentemente como a etapa limitante da remoção de nitrogênio. Esse processo é realizado pela ação de bactérias pertencentes a dois gêneros mais freqüentes, o *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* (HENZE et al., 1997). As *Nitrossomonas* oxidam a amônia a nitrito, como mostra a Equação 1 (TORRE, 2004):



Se estima que a energia liberada por essa reação seja da ordem de 58 a 84Kcal/mol de amônia (TORRE, 2004).

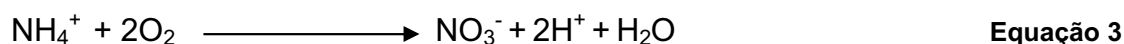
É observada na Equação 2 a etapa de conversão do nitrito a nitrato (TORRE, 2004):



Estima-se que esta reação libere 15,4 a 20,9 kcal/mol de nitrito (TORRE, 2004).

A energia liberada das conversões acima é usada por *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* para conduzir seus processos vitais. Verifica-se que as *Nitrossomonas* obtêm mais energia por mol de nitrogênio oxidado que a *Nitrobacter*. Se a síntese celular por unidade de energia produzida é a mesma em ambos os casos, deve haver mais massa de *Nitrossomonas* formada por mol de N oxidado que *Nitrobacter* (TORRE, 2004).

Na reação global do processo de nitrificação, mostrado na Equação 3, percebe-se que esse processo implica no consumo de oxigênio, liberação de H<sup>+</sup>, consumo de alcalinidade e redução do pH (TORRE, 2004):



Segundo Enrich-Prast (2005), para fixar 1 mol de Carbono, as bactérias nitrificantes precisam oxidar 100 mols de amônia e 35 mols de nitrito, e como o ganho energético no processo da oxidação é baixo, as bactérias nitrificantes têm taxas de crescimento muito reduzidas. O autor ainda comenta que o tempo de duplicação das bactérias nitrificantes é de 12 a 20 horas, enquanto que o das bactérias heterotróficas é de 1 hora.

Em sistemas biológicos de tratamento de esgoto a taxa de nitrificação depende de diversos fatores ambientais, como: temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, toxicidade, tempo de detenção e outros (HENZE et al., 1997).

O desenvolvimento do processo de nitrificação em sistemas de tratamento de esgotos depende da quantidade de amônia disponível. A eficiência desse processo é avaliada pelo conceito de capacidade de nitrificação, que é definida como a diferença entre a concentração de amônia disponível para a nitrificação e a concentração residual de amônia no efluente do sistema (VAN HAANDEL ; MARAIS, 1999).

Em condições aeróbias, a nitrificação pode ser exercida tanto por bactérias autótrofas quanto por heterótrofas. Apesar da velocidade de crescimento das bactérias heterotróficas ser mais alta que a das autótrofas, a nitrificação realizada por estas é considerada mais significativa. No entanto, os microorganismos heterótrofos apresentam vantagens ecológicas comparados com autótrofos (mais sensíveis a baixas concentrações de oxigênio dissolvido), haja vista utilizarem o nitrato ou oxigênio como aceptores de elétrons, resultando em um aumento na taxa de crescimento (ZHAO et al., 1999 apud GARBOSSA, 2006).

### 2.1.2 Desnitrificação

A desnitrificação é a conversão do nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) a formas mais reduzidas, como o  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$  e  $\text{N}_2$ . Esse processo abrange uma série de reações bioquímicas, em que os elétrons captados a partir de substratos orgânicos são transportados por enzimas (redutoras) para as formas oxidadas de nitrogênio, que resulta como produto final a produção de gases (WASIK et al., 2001).

A redução biológica do nitrato pode ocorrer de duas maneiras: assimilatória ou dissimilatória. A assimilatória envolve a redução do nitrato a amônia no sentido inverso da nitrificação, que se deve ao fato de alguns microorganismos preferirem assimilar amônia a nitrato (ENRICH-PRAST, 2005).

Já a dissimilatória pode se apresentar de duas maneiras: redução de nitrato para amônia e a desnitrificação. A redução de nitrato para amônia é realizado por bactérias fermentativas estritamente anaeróbias. Nesse processo não há eliminação do nitrogênio do ecossistema, mantendo-o disponível para os produtores primários e microorganismos (TIEDJE, 1998).

Enrich-Prast (2005) comenta que as bactérias que realizam os processos de desnitrificação e redução dissimilatória do  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{NH}_4^+$  competem pelos mesmos substratos e ocupam basicamente o mesmo nicho nos ecossistemas aquáticos. Sendo o fator determinante da ocorrência de um ou outro processo é a proporção entre a disponibilidade de carbono orgânico por aceptores de elétrons.

A desnitrificação pode ocorrer de duas formas: autótrofa e heterótrofa. Na desnitrificação autótrofa as bactérias utilizam o hidrogênio, ferro ou compostos de enxofre como fonte de energia e o dióxido de carbono ou bicarbonato como fonte de carbono. Os principais grupos de bactérias autótrofas desnitrificantes são: bactérias oxidantes de hidrogênio, bactérias oxidantes e redutoras de enxofre e bactérias oxidantes de ferro (MATEJU et al., 1992).

Já a desnitrificação heterótrofa é um processo que utiliza vários compostos de carbono como fonte de energia, tais como: etanol, metanol e acetato. A principal vantagem do processo heterotrófico é a alta taxa de desnitrificação (LEE et al., 2001).

A Equação 4 ilustra a redução do nitrato durante a desnitrificação completa:



**Equação 4**

As bactérias responsáveis pela desnitrificação são normalmente aeróbias, mas em condições anóxicas, o nitrato e nitrito são utilizados por microorganismos heterotróficos como aceptores de elétrons (KARANASIOS et al., 2010).

Além da ausência de oxigênio dissolvido, para que a desnitrificação ocorra, os microorganismos heterotróficos necessitam de uma fonte de carbono (VON SPERLING, 2002).

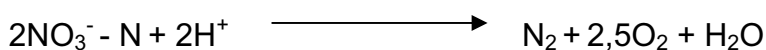
Muitos microorganismos heterotróficos são capazes de utilizar o nitrato e o nitrito como aceptores de elétrons em condições anaeróbias, dentre eles destaca-se o gênero *Pseudomonas*. Estas bactérias heterotróficas facultativas necessitam de algum tipo de fonte de carbono para operar como doador de elétrons (JORDÃO ; PESSOA, 2009).

Cerca de 60 gêneros de bactérias, principalmente heterotróficas, são capazes de participar do processo de desnitrificação (WASIK et al., 2001). Dentre os mais importantes são: *Alcaligenes spp*, *Agrobacterium*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Halobacterim*, *Hyphomicrobium*, *Paracoccus denitrificans*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Thiobacillus*, *Achromobacter spp*, *Thiobacillus thioparus*, *Achromobacter ssp*, *Thiomicrospira* (CLARKE, 2006).

As bactérias heterotróficas dependem de condições ambientais específicas para realizar a atividade de desnitrificação em água, como: a presença de uma fonte de carbono, pH e temperatura adequada, baixa concentração de oxigênio e um suporte físico bacteriano apropriado (DINÇER ; KARGI, 2000; CALDERER et al., 2010). Em águas subterrâneas a falta de carbono orgânico disponível tem sido freqüentemente relatada como a limitação mais comum no processo de desnitrificação (GIBERT et al., 2008).

Quanto à estequiometria da desnitrificação, existem diversas reações químicas, dada a variedade de substratos que podem ser adicionados no processo de desnitrificação. A forma mais expressiva para definir a estequiometria do processo de desnitrificação é baseada na transferência de elétrons (TORRE, 2004).

A liberação de oxigênio no meio líquido através da redução do nitrato ocorre segundo a Equação 5 (VON SPERLING, 2002):



**Equação 5**

Percebe-se, através da Equação 5, que cada 2 mols de nitrato correspondem à liberação de 2,5 mols de oxigênio. Assim, cada miligrama de nitrogênio na forma de nitrato desnitrificado libera 2,86 mg de oxigênio, e a oxidação de 1mg de nitrogênio na forma de amônia implica no consumo de 4,57mg de oxigênio. Portanto, caso ocorra desnitrificação total, há produção de alcalinidade, e é recuperado cerca 62,5% de oxigênio consumido na nitrificação (TORRE, 2004). A eficiência desse processo é avaliada pelo conceito de capacidade de desnitrificação no reator, que consiste na quantidade de nitrato por litro de afluente que pode ser removida em um reator anóxico (VAN HAANDEL ; MARAIS, 1999).

## **2.2 Processos de remoção de nitrato em água de abastecimento**

A preocupação com a poluição por nitrato resultou no desenvolvimento de muitas técnicas. Os processos típicos podem ser agrupados em físico-químicos e de desnitrificação (XUMING ; JIANLONG, 2009).

Dentre os vários métodos disponíveis para a remoção de nitrato, os que têm sido mais utilizados são: troca iônica, tecnologia de membranas e tratamento biológico. A troca iônica requer um fornecimento contínuo de substâncias químicas (PARK ; YOO, 2009). A tecnologia de membranas é um método que precisa de um pós-tratamento da salmoura gerada antes da descarga. A utilização dos processos físico-químicos na remoção de nitrato em água de abastecimento é considerada limitada, devido o alto capital de instalação, operação e custos de energia (KARANASIOS et al., 2010).

Do ponto de vista dos custos de instalação e operação, a desnitrificação em água tem se mostrado com potenciais vantagens econômicas. A desvantagem deste processo de tratamento é a necessidade de um controle preciso, pois existem riscos de excesso de dosagem de carbono, e conseqüentemente deterioração da qualidade da água (XUMING ; JIANLONG, 2009).

Segundo Calderer et al. (2010) os processos biológicos de desnitrificação são atualmente considerados como uma abordagem promissora para remover o nitrato de água contaminada. É considerado um método economicamente mais viável em comparação a outros.

Na Tabela 2 são mostradas características dos principais processos de remoção de nitrato.



**Tabela 2: Características de processos de remoção de nitrato.**

<b>PROCESSOS</b>	<b>VANTAGEM</b>	<b>DESvantAGEM</b>
Biológico	<p>Transformação de nitrato em gás nitrogênio inofensivo</p> <p>Melhor custo-benefício comparados com outros processos</p> <p>Remoção de nitrato contínua e estável</p> <p>Não há necessidade fazer pausas intermitentes no reator para manutenção/ reparação</p>	<p>Doador de elétron é necessário</p> <p>Liberação de sólidos suspensos</p> <p>Necessita de longo tempo para partida</p> <p>Vulneráveis às condições ambientais e metabólicas aumentando o acúmulo de nitrito</p> <p>Dificuldade para automatizar</p>
Troca iônica	<p>Alta eficiência quando outros íons não interferem</p> <p>Remoção de nitrato mesmo quando as concentrações já são baixas</p> <p>Podem remover altas concentrações de nitrato</p>	<p>Produz salmoura concentrada necessitando de pós-tratamento</p> <p>Necessita de tratamento para evitar a obstrução do leito fixo</p> <p>Inibição de outros íons</p>
Ultra-Filtração Osmose Reversa Eletrodialise	<p>Alta eficiência na remoção</p> <p>Podem remover altas concentrações de nitrato</p>	<p>Substituição de membrana devido à saturação</p> <p>Produz alta concentração de salmoura</p>

Fonte: Park e Yoo (2009).

Há ainda a desnitrificação autótrofa que tem atraído o interesse de muitos pesquisadores, onde a principal vantagem é a busca pela redução de custos operacionais e a eliminação da fonte externa de carbono (LEE et al., 2001).

### 2.2.1 Desnitrificação heterotrófica em água de abastecimento

Clarke (2006) considera a desnitrificação heterotrófica em água como uma remediação em potencial e viável, sendo necessário analisar o custo-benefício da introdução da fonte de carbono.

Ovez (2006) relaciona diferentes fontes de carbono sólidas, líquidas e gasosas que já foram estudadas no processo de desnitrificação em água. Dentre estes uma série de substratos, a maioria orgânicos naturais, já foram avaliados na década de 80, tais como: palha de trigo, casca de diferentes árvores e fibra de algodão não processada. Atualmente, substratos mais caros são utilizados no processo, como: etanol, metanol, ácido acético, ácidos graxos e cana-de-açúcar.

Clarke (2006) realizou vários experimentos, em batelada, a 17 °C, usando 10g de solo e 40 ml de água subterrânea com nitrato e diferentes concentrações de fontes de carbono (pó de madeira, glicose, farinha de milho e metanol). Os experimentos mostraram que a desnitrificação foi completa dentro de um período entre 1 a 6 semanas, dependendo do substrato e da razão Carbono: Nitrogênio (C:N) usada. Essas altas taxas de remoção de nitrato foram encontradas utilizando a glicose como fonte de carbono, e uma razão de C:N de 25:1. Substratos de carbono rapidamente degradável, como a glicose, mostraram rápida desnitrificação, enquanto o pó de madeira, um substrato lentamente degradável, causou uma desnitrificação mais lenta. Nesses experimentos confirmou-se que é possível desnitrificar água através de fontes de carbono, dentro de um curto período em ambiente anóxico, junto com o solo local.

Calderer et al. (2010) estudaram a atividade bacteriana através da injeção de substratos orgânicos (acetato e glicose) em água, e foi verificado que a remoção de nitrato foi completa e mais rápida em condições anóxicas.

Calderer et al. (2010) também avaliaram a introdução de solo natural nos experimentos. Percebeu-se que os frascos sem solo apresentaram baixos percentuais de remoção de nitrato (menos de 20%), enquanto os frascos inoculados com o solo apresentaram porcentagens de remoção de nitrato entre 55% e 100%, indicando que muitos dos microrganismos que participam do processo estão presentes no solo. E ainda a presença de solo foi o único fator importante o qual influenciou o carbono orgânico dissolvido (COD), frascos sem solo apresentaram

remoções de COD inferiores a 20% e frascos onde o solo foi adicionado apresentaram remoção entre 69% e 100%.

Gibert et al. (2008) testaram Substratos Orgânicos Naturais Sólidos (SONS) os quais foram testados em batelada, a uma temperatura entre 22°C a 24°C, para avaliar a sua capacidade de desnitrificação em água. Os substratos utilizados foram pedaços irregulares de materiais entre 5mm e 5cm, compostos de: lascas de madeira, galhos, caules, cascas e folhas de uma variedade de árvores, além disso, se utilizou compostagem de legumes e folhas. Verificou que a maioria dos substratos orgânicos avaliados nos testes favoreceu a desnitrificação, onde a remoção de nitrato pode alcançar taxa de remoção maior que 95%. Outros materiais foram considerados inadequados para uma variedade de razões: remoção de nitrato insuficiente, liberação excessiva de nitrogênio do substrato ou redução excessiva de nitrato para amônia ao invés de removê-lo como N<sub>2</sub> gasoso.

Ovez (2006) utilizou SONS como material de apoio para a população bacteriana e substrato para o processo de desnitrificação em água. Foram operados reatores em batelada e em escala piloto com *Gracilaria verrucosa*, espécie de alga vermelha, fonte de ágar e importante em dietas e alimento; *Arundo donax*, plantas cultivadas para uso em controle de erosão e ornamental, utilizado na produção de alguns instrumentos musicais; raízes da *Glycyrrhiza glabra*, vegetal na qual de sua raiz é extraída água que se utiliza na farmacologia, medicina e na indústria alimentar. A *Gracilaria verrucosa* obteve uma maior taxa de geração de N<sub>2</sub>, o que pode estar relacionado com sua maior área superficial em relação aos outros materiais. Outro fator que pode melhorar o desempenho da desnitrificação é a desagregação do substrato através da quebra das fibras de celulose.

Gasch (2001) estudou a utilização de cascas de nozes como fonte de carbono e suporte físico no processo de desnitrificação, em um reator de escala piloto, com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 12 horas e vazão de 63l/dia. Foram relacionadas diferentes temperaturas (16°C, 20°C, 25°C) com diferentes concentrações de nitrato (30mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 45mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 60mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), e confirmou-se que a taxa de desnitrificação depende da temperatura. A eficiência na remoção de nitrato foi menor quando a temperatura é a mais baixa (16°C) e quando a concentração de nitrato é a maior (60mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Quando a temperatura é a mais alta (25°C) e quando a concentração de nitrato é a menor (30mg/LNO<sub>3</sub><sup>-</sup>), a taxa de remoção de nitrato atingiu seu maior valor, em torno de 84% após 24 horas.

Brito et al. (2008) avaliaram, de forma preliminar, o emprego do mesocarpo do coco (fibras) e o endocarpo de coco (partículas com tamanho médio de 3,0 cm) como substratos para a população bacteriana desenvolver a desnitrificação em água. Foram então realizados os experimentos em condições dinâmicas (vazão de 63l/dia), com concentração de nitrato média de 15,69 mgN/L na entrada das câmaras anóxicas. Na câmara com mesocarpo, o TDH foi em torno de 11,00 horas e na câmara com o endocarpo foi de 7,5 horas. Verificou-se que na saída do reator com mesocarpo não houve alteração na quantidade de nitrato na água. Já na saída da câmara com endocarpo, a concentração nitrato diminuiu em 50% após 24 horas. Dessa forma, os experimentos sugerem que o mesocarpo pode não ter cumprido uma adequada função de suporte bacteriano.

### 2.3 Emprego do endocarpo de coco como fonte de carbono

O fruto do coqueiro é formado por uma epiderme lisa, que envolve o mesocarpo fibroso, e no interior há uma camada dura chamado de endocarpo. O fruto está envolto numa casca externa esverdeada ou amarelada que, com o tempo, torna-se seca. Sob a casca, encontra-se uma camada de fibras com 3 a 5cm de espessura (ANDRADE et al., 2004). Na Figura 1 apresenta-se o corte longitudinal do coco da baía (*Cocos nucifera Linn*), ilustrando as respectivas partes.

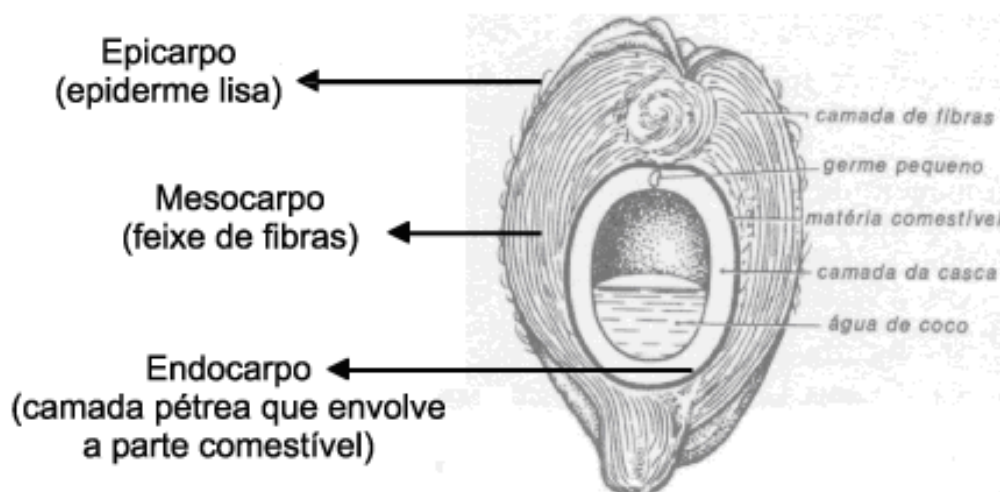


Figura 1: Corte longitudinal do coco.

Fonte: Andrade et al., (2004).

Em estudo realizado por Nogueira et al. (2000) apud Andrade et al. (2004) foi verificado que a composição elementar da base seca do coco-da-baía é: 48,23% de

Carbono; 5,23% de Hidrogênio; 33,19% de Oxigênio; 2,98% de Nitrogênio; 0,12% de Enxofre; e 10,25% de outros elementos.

Segundo Smísek e Cerny (1970) o endocarpo de coco da baía é composto por um material lignocelulósico (hemicelulose, celulose e lignina). Esse material orgânico possui cerca de 50% de lignina, superior à madeira, que possui cerca de 30% (SANTOS, 2002). A lignina não tem uma estrutura definida quimicamente, é formada por vários elementos químicos, dentre os principais: carbono, hidrogênio e oxigênio (GLASSER ; SARKANEN, 1989).

A lignina é basicamente um polímero aromático constituído de um sistema heterogêneo e ramificado sem nenhuma unidade repetidora definida. Ela ocorre na maioria das plantas, mas sua composição não é idêntica em todas elas (SILVA, 2008).

#### **2.4 Biofilme e degradação de material lignocelulósico**

O biofilme proporciona importantes vantagens para os microorganismos, como: uma acentuada resistência a agentes antimicrobianos, aumento da síntese de materiais e uma cooperação metabólica. Há trabalhos relatando que o crescimento do biofilme aumenta a diversidade genética de populações bacterianas, podendo aumentar a sobrevivência das comunidades em condições adversas (COSTERTON et al., 1999).

Os surfactantes são substâncias produzidas pelos microorganismos e têm papel fundamental para a formação e manutenção do biofilme. Os surfactantes também afetam as interações célula-célula proporcionando um mecanismo pelo qual as bactérias podem explorar interações intercelulares com vistas a manutenção de canais para comunicação, tornando-as ainda mais resistentes a fatores adversos (DAVEY et al., 1999).

A lignina é conhecida como o segundo polímero orgânico mais abundante na terra e um dos principais componentes da madeira (PUNNAPAYAK et al., 2009). A decomposição da lignina e celulose era considerada uma ação somente de fungos. Posteriormente, outros estudos trouxeram evidências da capacidade de alguns grupos de bactérias em degradar a lignina (HAIDER et al., 1978). Estudos ainda mais recentes, também reconheceram que esta habilidade não é restrita apenas aos fungos, mas é encontrada em vários microorganismos que também foram expostos

a substâncias poliaromáticas ao longo dos anos e, portanto, têm desenvolvido mecanismos para utilizá-los (PUNNAPAYAK et al., 2009).

Muitos gêneros de bactérias estão envolvidos na degradação da lignina e celulose na natureza. Recentes progressos na compreensão da degradação bacteriana da lignina foram obtidos a partir de pesquisas que trabalham com as espécies de *Pseudomonas* (ZIMMERMANN, 2002). Esses grupos de bactérias degradam substratos ligno-celulósicos a partir da produção da substância surfactante, a qual facilita a penetração no substrato e formação do biofilme. Após a formação do biofilme, há liberação de enzimas pelas bactérias, que degradam a celulose e lignina diretamente no substrato, liberando carbono resultante do metabolismo bacteriano.

Odier et al. (1981) realizou um estudo isolando diversas cepas de bactérias a fim de avaliar a biodegradação da lignina proveniente da madeira de vegetais. Verificou-se que 10 cepas de bactérias, das 122 isoladas e testadas, foram capazes de crescer utilizando compostos de lignina como única fonte de carbono e energia em condições aeróbias. As melhores taxas de biodegradação da lignina foram encontradas nos gêneros *Acinetobacter* e *Pseudomonas*. Após a inoculação de algumas cepas, os autores observaram que um maior tempo de contato com a fonte de carbono proporcionou maior abundância bacteriana e com isso, foi possível encontrar melhores taxas de degradação da lignina (Tabela 3).

**Tabela 3: Degradação da lignina e contagem de bactérias durante um mês após inoculação (incubação a 30°C).**

CEPA	TEMPO 0		7 DIAS		15 DIAS		1 MÊS	
	% D	Nº B	% D	Nº B	% D	Nº B	% D	Nº B
<i>Pseudomonas</i> 106	0	3x10 <sup>2</sup>	30,4± 1,5	2,5x10 <sup>6</sup>	28,5± 5,7	4,2x10 <sup>6</sup>	52,7± 6	1,4x10 <sup>7</sup>
<i>Acinetobacter</i> 121	0	3x10 <sup>2</sup>	25,7± 4,3	1,0x10 <sup>6</sup>	20,9± 2,8	8,2x10 <sup>7</sup>	57,3± 7,2	5,8x10 <sup>7</sup>
<i>Pseudomonas</i> 122	0	1x10 <sup>3</sup>	31,4± 10	1,6x10 <sup>7</sup>	38± 23	1,4x10 <sup>7</sup>	44,3± 4	1,1x10 <sup>7</sup>

Fonte: Odier et al. (1981).

% D = percentagem de degradação da lignina; Nº B = números de bactérias

## 2.5 Nitrato e aspectos de saúde pública

O efeito do nitrato na saúde humana proveniente do consumo de água e da ingestão de alimentos ricos em compostos nitrogenados ainda não é bem compreendido pela ciência. Entretanto, os estudos indicam a necessidade de cautela na avaliação de efeitos adversos à saúde e uma necessidade de contínuo estudo intensivo sobre o metabolismo e os efeitos de nitrato no homem (GALLOWAY et al., 2008).

Um dos primeiros casos conhecidos na literatura relatado sobre intoxicação humana a partir de nitratos na água potável foi apresentado por Comly em 1945 (WEHRMANN, 1983). Trata-se de duas crianças com cerca de um mês de idade nos Estados Unidos que apresentaram sintomas de metahemoglobinemia ou síndrome do bebê azul. Crianças com idade inferior a três meses são mais sensíveis a íons nitrato por consumirem, relativamente, mais água que os adultos quando se compara seu peso corporal. Além disso, o pH do estômago de crianças é mais favorável ao desenvolvimento de bactérias que agem reduzindo íons de nitrato a íons de nitrito, o que não ocorre normalmente no adulto.

De acordo com um estudo realizado no estado de São Paulo, Brasil, por Fernícola et al. (1981), foi encontrada uma diferença estatisticamente significativa entre a metahemoglobinemia média entre crianças que consomem águas com nitratos abaixo do limite de 10 mg  $\text{NO}_3^-/\text{L}$  e a metahemoglobinemia média de crianças que consomem águas de poços com nitratos acima desse limite, com grande variação nos dados.

Em concentrações elevadas, o nitrato dificulta o transporte de oxigênio na corrente sanguínea de bebês podendo acarretar a asfixia. Em adultos, a atividade metabólica interna impede a conversão do nitrato em nitrito, que é o agente responsável pela metahemoglobinemia. Em determinadas condições, nitritos podem combinar com aminas secundárias, formando nitrosaminas, produtos estes considerados carcinogênicos, teratogênicos e mutagênicos segundo testes experimentais realizados em animais. (WEHRMANN, 1983).

O nitrato pode rapidamente alcançar lençóis freáticos e cursos de água, causando danos a saúde humana pelo consumo de água contaminada (ODUM ; BARRET, 2008). A ingestão de água proveniente de poços que contém uma alta

concentração de nitrato é considerada pelo Ministério da Saúde do Brasil como um dos fatores de risco para a incidência do câncer de estômago (INCA, 2011).

Yang et al. (1997) estudando a relação entre o risco de câncer gástrico e a presença de nitrato na água potável de abastecimento municipal em Taiwan, não encontraram diferenças nas taxas de câncer gástrico entre os grupos com diferentes níveis de nitrato. Um estudo mais recente realizado por Gulis et al. (2002), encontrou uma forte relação positiva entre os altos níveis de nitrato na água com linfomas e câncer de trato digestivo e urinário.

## **2.6 Normas de qualidade para água potável**

As diretrizes nacionais e internacionais sobre qualidade de água potável tem evoluído. A potabilidade da água para consumo humano é uma exigência mundial. A Organização Mundial de Saúde (OMS), bem como a United States Environmental Protection Agency (USEPA) e outras entidades ligadas ao monitoramento de proteção ambiental sempre demonstraram significativa preocupação com a qualidade da água.

Com base nos direcionamentos dessas instituições mundiais, foram estabelecidos padrões para que a água de consumo humano possa ser considerada potável. A oferta de água em quantidade suficiente e qualidade compatível com o padrão de potabilidade estabelecido na legislação é uma forma de assegurar a prevenção de doenças, uma vez que muitas enfermidades estão vinculadas à água não potável. Por exemplo, de acordo com a OMS, a concentração máxima de nitrato é de  $50\text{mg NO}_3^-/\text{l}$  ( $\sim 10\text{mg N-NO}_3^-/\text{l}$ ), padrão baseado na evidência epidemiológica para a metahemoglobinemia em crianças com até três meses de vida.

### **2.6.1 Normas e regulamentos do Brasil**

Em 2004, o Ministério da Saúde estabeleceu a Portaria nº 518 para tratar dos procedimentos e responsabilidades para controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e o padrão de potabilidade. Essa portaria é a maior referência de qualidade de água para abastecimento. Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros físico-químicos e seus correspondentes padrões de aceitação para consumo humano da referida portaria. Este padrão é estabelecido com base em critérios de ordem estética e organoléptica, e visa evitar a rejeição da água para o consumo humano (BRASIL, 2006). Baseado nos aspectos de saúde humana, a



portaria MS 518/2004 estabeleceu a concentração máxima de nitrato em 10mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l.

**Tabela 4: Padrão de aceitação de água potável para consumo humano (VMP).**

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>BRA</b>
Alumínio	mg/l	0,2
Amônia (como NH <sub>3</sub> )	mg/l	1,5
Cloreto	mg/l	250
CRL (Cloro residual livre)	mg/l	2,0
Cor Aparente	uH	15
Dureza total	mg/l	500
Etilbenzeno	mg/l	0,2
Ferro	mg/l	0,3
Gosto	-	NO
Manganês	mg/l	0,1
Monoclorobenzeno	mg/l	0,12
Odor	-	NO
pH	-	6,5-9,5
Sódio	mg/l	200
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/l	1.000
Sulfato	mg/l	250
Sulfeto de hidrogênio	mg/l	0,05
Surfactantes	mg/l	0,5
Tolueno	mg/l	0,17
Turbidez	uT	5
Xileno	mg/l	0,3
Zinco	mg/l	5

Fonte: Brasil (2004).

NO= Não Objetável; uH= Unidade Hazen (mg Pt-Co/L); uT= Unidade de turbidez;

VMP = Valor máximo permitido

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste item será descrita a metodologia utilizada na pesquisa, incluindo a caracterização da área de estudo, detalhes de projeto das câmaras anóxicas, parâmetros hidráulicos, preparação do substrato orgânico, bem como análise e tratamentos dos dados obtidos.

#### 3.1 Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi realizada no Campus Central da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), localizada no bairro de Lagoa Nova, zona sul da cidade de Natal, no Estado do Rio Grande do Norte. O Campus Central da UFRN possui um sistema próprio de abastecimento de água, não fazendo uso, portanto, do suprimento de água fornecido pela Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN). O sistema é composto por seis poços artesianos e quatro reservatórios elevados (200m<sup>3</sup> cada).

A Superintendência de Infraestrutura é o órgão responsável pelo gerenciamento do sistema de abastecimento de água para toda estrutura física do Campus Central da UFRN. Os reservatórios encontram-se distribuídos ao longo do Campus Central, conforme Figura 2, nas seguintes áreas: *Reservatório 1* - em frente ao Restaurante Universitário; *Reservatório 2* - por trás do Departamento de Geologia; *Reservatório 3* - em frente ao acesso principal do Núcleo de Pesquisa em Alimentos e Medicamentos (NUPLAM) e o *Reservatório 4* - por trás da Escola de Ciência e Tecnologia.

##### 3.1.1 Seleção do ponto de alimentação

A água que abastece o prédio do Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA), proveniente do Reservatório 4, foi escolhida para ser monitorada neste estudo, devido sua localização, já que o ponto de alimentação de água para o estudo situa-se próximo do local onde foi instalado o sistema de desnitrificação.

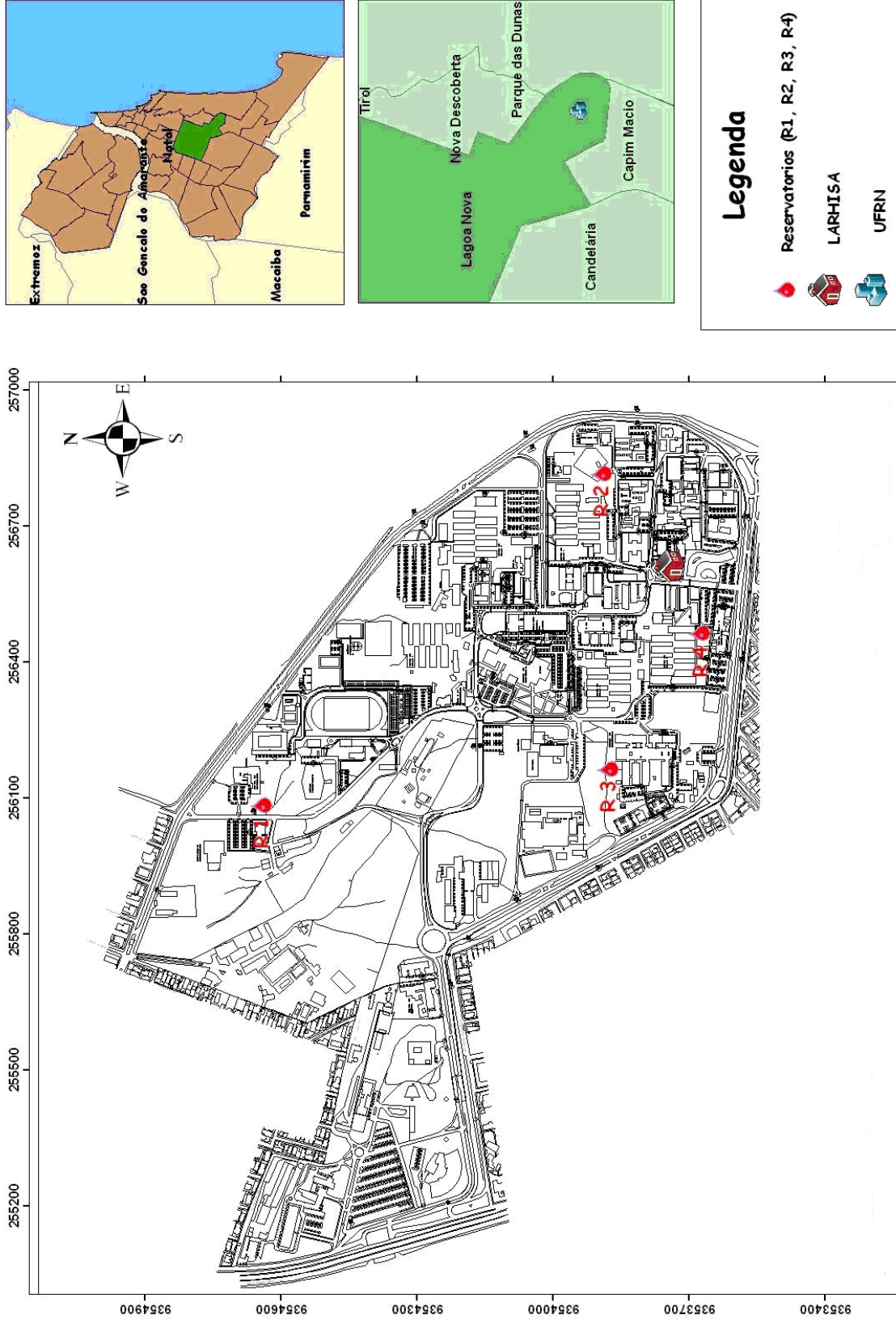


Figura 2: Mapa georreferenciado da área de estudo – UFRN/2010 (sem escala)

## 3.2 Sistema de remoção de nitrato

### 3.2.1 Câmaras Anóxicas

Para realizar o experimento foram utilizados reatores com vazão e dimensões iguais ao que Gasch (2001) empregou em seu estudo. Esse autor avaliou a cinética de desnitrificação em água utilizando casca de nozes como fonte de carbono, em um reator de fluxo pistão, visto que, esse tipo de fluxo é uma ferramenta adequada para o estudo de cinética. Ele testou diferentes temperaturas e concentrações de nitrato, durante 24 horas, com a finalidade de desenvolver um modelo matemático de eliminação de nitrato para essa fonte de carbono. Essa mesma fonte de carbono também foi estudada anteriormente por outros autores, entre eles, Diaz (2000), que realizou estudos de desnitrificação em efluentes secundários, trazendo subsídios para o desenvolvimento do modelo proposto por Gasch (2001).

Foram empregadas neste experimento duas câmaras anóxicas: **Câmara-C1** na Fase 1 e **Câmara-C2** na Fase 2, construídas em acrílico com espessura de 8mm, onde foi inserido o substrato orgânico. Cada uma possui um volume total de aproximadamente de 60 litros e seguintes dimensões internas: 71cm de comprimento, 28cm de largura e 30cm de altura. São dotadas de um local para entrada da água e outro para saída, separados do restante da câmara por uma parede de acrílico com furos de 17mm de diâmetro, a fim de aprisionar o substrato e permitir a passagem da água pela câmara. Há ainda uma divisória em acrílico em sua extensão, de modo a gerar um canal de 142cm, fazendo com que a água percorra toda a câmara. Os reatores possuem locais de coleta de amostra intermediários, sendo que esses pontos foram vedados e não utilizados, deixando apenas o ponto de coleta na saída.

Ambas as câmaras foram preenchidas com cerca de 19Kg do substrato orgânico (endocarpo de coco) até 20cm de altura, e tendo sua altura total (30cm) completada com cascalhinho (brita tipo 0 - faixa granulométrica entre 4,8mm a 9,5mm), a fim de evitar o contato da água presente nas câmaras com o ar atmosférico, possibilitando um sistema anóxico.

Detalhes das câmaras são apresentados no layout (Figuras 3, 4 e 5) e fotos (Figuras 6 e 7).

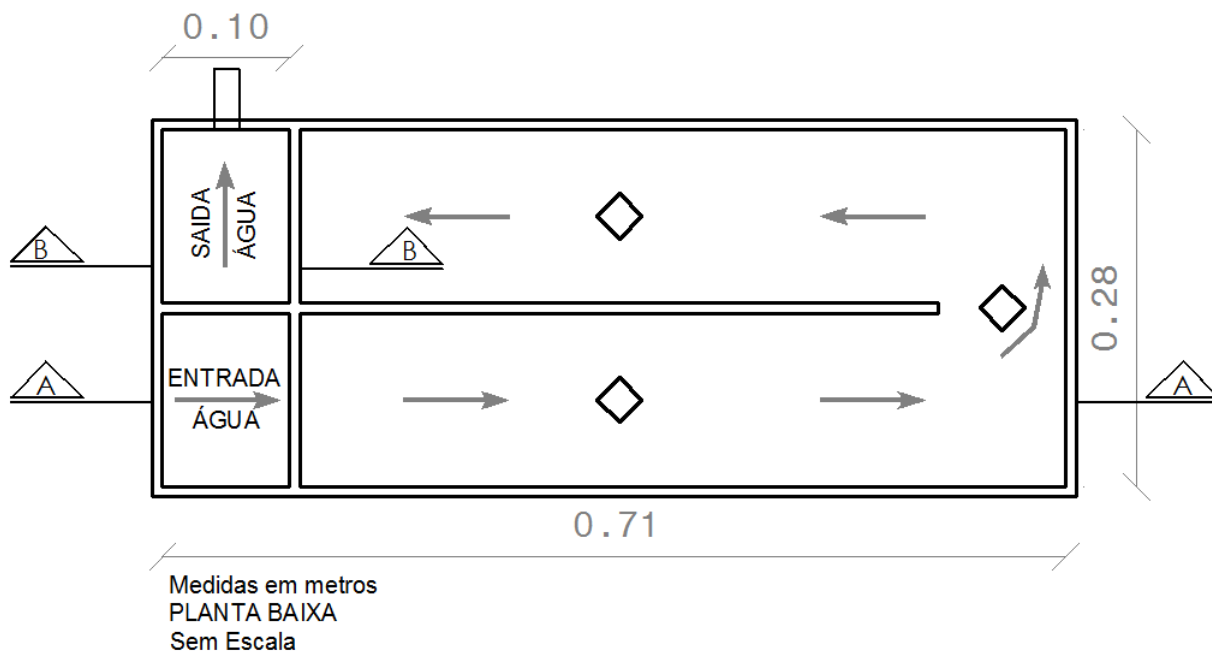


Figura 3: Planta Baixa da câmara anóxica

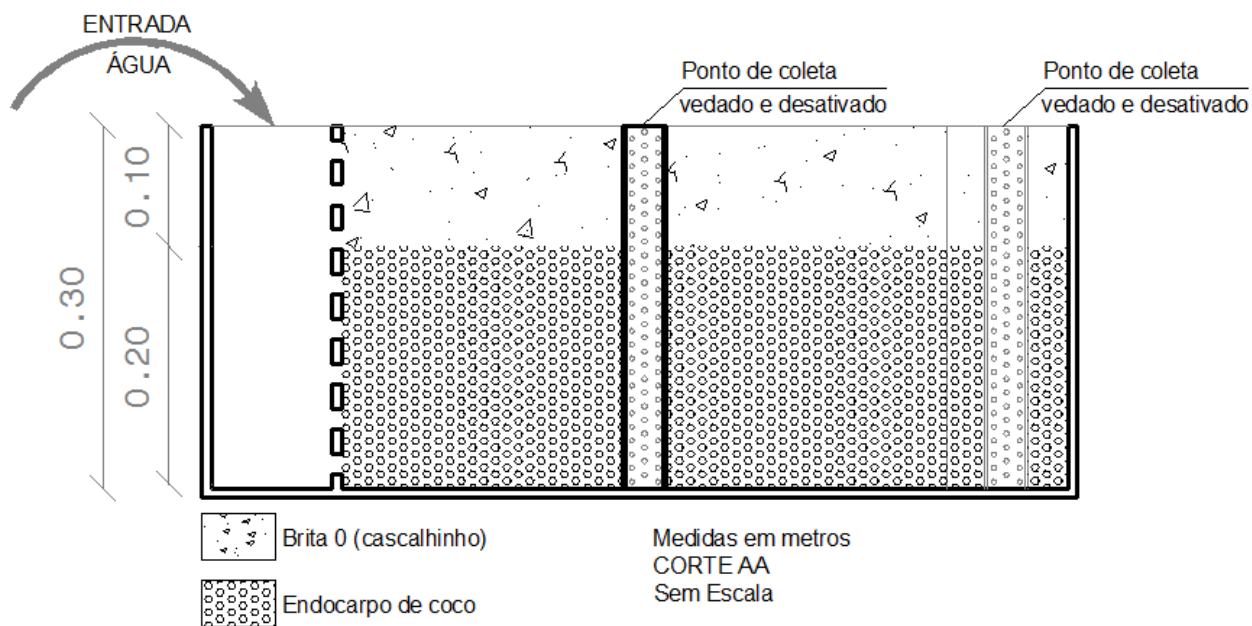
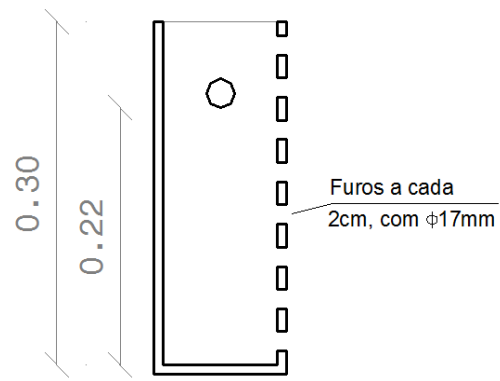
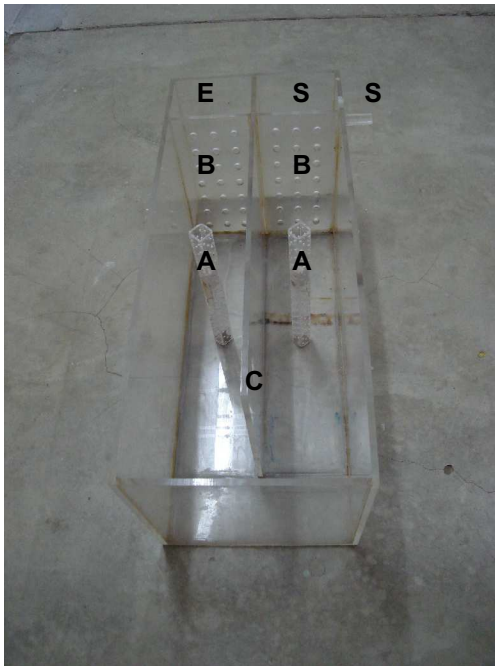


Figura 4: Corte AA da câmara anóxica



Medidas em metros  
CORTE BB  
Sem Escala

**Figura 5: Corte BB da câmara anóxica**



**Figura 6: Câmara anóxica**

A = pontos de coleta não utilizados; B = parede com furos; C = divisória ao longo do comprimento; E = local para entrada de água; S = local para saída de água



**Figura 7: Câmaras anóxica (C1 e C2)**

A = pontos de coleta não utilizados; B = parede com furos; C = divisória ao longo do comprimento; S = local para saída de água

### 3.2.2 Preparação do substrato

Antes do preenchimento das câmaras, o endocarpo passou por um processo de tratamento, compreendendo uma seqüência de operações, sendo elas: limpeza, quebra, seleção granulométrica, lavagem e secagem natural/artificial do material. Nas Figuras 8 a 23 são demonstradas as diversas etapas de preparação do substrato.

❖ *Limpeza*: a parte inicial do tratamento tem por finalidade evitar a possível liberação de óleos, graxas e fibras do endocarpo de coco para a água. Para a limpeza do material foram utilizadas colheres e lixas.

❖ *Quebra*: a etapa da quebra do material foi dividida em duas partes: na primeira utilizou-se um pilão de madeira, feito de um tronco escavado, com dimensão de 50cm (altura), com a finalidade de obter partículas menores de endocarpo (em torno de 3 - 5cm). O endocarpo fragmentado na etapa anterior foi colocado na máquina “Los Angeles”, equipamento que avalia o desgaste sofrido por agregados graúdos na construção civil. Foi adicionada ao endocarpo uma carga abrasiva (12 esferas de ferro fundido com aproximadamente 47,6 mm de diâmetro, pesando cada uma entre 390 g e 445 g), submetido a um determinado número de revoluções da máquina à velocidade de 30rpm a 33rpm, durante 20 minutos.

❖ *Seleção granulométrica*: a seleção do tamanho das partículas de endocarpo foi obtida em função da distribuição granulométrica, através do processo de peneiramento do material fragmentado na máquina “Los Angeles”.

❖ *Lavagem*: depois de selecionado o material, procede-se à lavagem em água corrente, com auxílio de uma peneira (diâmetro 1,2mm), para retirada de material particulado aderido ao substrato, já que, após a quebra do endocarpo, partículas de pó do próprio material são geradas.

❖ *Secagem natural/artificial do material*: após a lavagem é realizada a secagem ao ar livre, durante 24 horas, eliminando parte da umidade presente no substrato. Em seguida é realizada a secagem em estufa, durante 24h, a uma temperatura de 80°C, para obtenção de teores de umidade mais baixos, e eliminação de algum tipo de bactéria de origem fecal proveniente do manuseio nas diversas etapas do processo de tratamento do endocarpo. Quanto à brita foi lavada e secada ao ar livre.



**Figura 8: Endocarpo de coco (antes do processo de limpeza)**



**Figura 9: Endocarpo de coco com fibras (antes do processo de limpeza)**



**Figura 10: Materiais usados para limpeza do endocarpo**



**Figura 11: Endocarpo de coco (após o processo de limpeza)**



**Figura 12: Endocarpo de coco pronto para a etapa de quebra**



**Figura 13: Primeira etapa de quebra do endocarpo, com o pilão de madeira**





Figura 14: Máquina "Los Angeles"



Figura 15: Carga abrasiva (12 esferas de ferro fundido)



Figura 16: Segunda etapa de quebra do endocarpo, com uso da máquina "Los Angeles"



Figura 17: Material após o processo de quebra na máquina "Los Angeles"



Figura 18: Peneiramento do material



Figura 19: Material separado por faixa granulométrica



**Figura 20: Lavagem do material em água corrente**



**Figura 21: Lavagem do cascalinho**



**Figura 22: Secagem natural**



**Figura 23: Secagem artificial**

### 3.2.3 Etapas desenvolvidas na pesquisa

O aspecto mais importante da pesquisa foi relativo à remoção de nitrato, parâmetro o qual foi determinante na duração de cada fase. A pesquisa foi desenvolvida em duas fases, cada uma com tamanho e área superficial de endocarpo de coco distintos, ficando a vazão invariável. Para o cálculo da área superficial específica do endocarpo de coco utilizou-se a Norma Britânica BS 1377 (1975). Na Tabela 5 são apresentadas as características de cada fase.

**Tabela 5: Características de cada fase da pesquisa.**

FASE	CÂMARA	TAMANHO DO ENDOCARPO (mm)	$A_s$ (cm <sup>2</sup> /g)	$Q_{\text{água}}$ (l/dia)	$V_{\text{total}}$ (l)	$V_{\text{útil}}$ (l)	e	$V_{\text{efetivo}}$ (l)	$V_{\text{água}}$ (l)	TDH (h)
<b>FASE 1</b>										
10/11/10	C1	4,8–9,5	7,10	63	60	34	0,51	16,66	17,34	6,61
a		(100% $V_{\text{útil}}$ )								
23/03/11										
<b>FASE 2</b>										
26/02/11	C2	4,8–9,5	9,25	63	60	34	0,49	17,34	16,66	6,35
a		(66,66% $V_{\text{útil}}$ ) 2,4–4,8								
13/07/11		(33,33% $V_{\text{útil}}$ )								

$A_s$  = Área superficial específica do endocarpo;  $Q_{\text{água}}$  = Vazão do sistema;  $V_{\text{total}}$  = Volume total da câmara;  $V_{\text{útil}}$  = Volume da câmara destinado ao endocarpo; e = Índice de vazios =  $V_{\text{água}} / V_{\text{útil}}$ ;  $V_{\text{efetivo}}$  = Volume dos grãos de endocarpo =  $V_{\text{útil}} - V_{\text{água}}$ ;  $V_{\text{água}}$  = Volume de água presente entre os grãos de endocarpo; TDH = Tempo de detenção hidráulica.

#### Fase 1

A Fase 1 da pesquisa funcionou por 133 dias, período de 10 de Novembro de 2010 a 23 de Março de 2011. Nessa etapa a câmara anóxica-C1 afogada sob fluxo contínuo longitudinal, foi preenchida com uma camada de 20cm de endocarpo (material retido entre as peneiras com abertura de 4,80mm e 9,50mm), e uma camada de 10cm de cascalhinho.

#### Fase 2

A Fase 2 funcionou por 137 dias, período de 25 de Fevereiro de 2011 a 13 de Julho de 2011. A câmara anóxica-C2 foi operada sob as mesmas condições operacionais da câmara C1, exceto a faixa granulométrica do material orgânico, já que,

foi preenchida com partículas 4,80mm a 9,50mm (66,66% do volume útil da câmara) e partículas de 2,40mm a 4,80mm (33,33% do volume útil da câmara). Ambas as fases buscam a desnitrificação, porém, a Fase 2 busca uma maior capacidade para desnitrificar. A utilização do material de menor tamanho tem por objetivo fornecer uma maior área superficial, portanto, um maior alojamento para bactérias e conseqüentemente uma melhor eficiência na taxa de remoção de nitrato.

### 3.2.4 Montagem do sistema de desnitrificação

A água para alimentar as câmaras era armazenada em um reservatório de polietileno com capacidade para 250 Litros, do qual era recalcada por duas bombas dosadoras eletromagnéticas analógicas com vazão de 63 litros/dia cada, até a entrada das câmaras. Em seguida, iniciava-se o tratamento fazendo a água passar através do substrato orgânico, realizando percurso interno no reator até ser liberada no ponto de saída e, através de uma mangueira plástica, era direcionada para um reservatório de polietileno com capacidade para 150 Litros. As Figuras 24 a 31 mostram os componentes do sistema de desnitrificação.

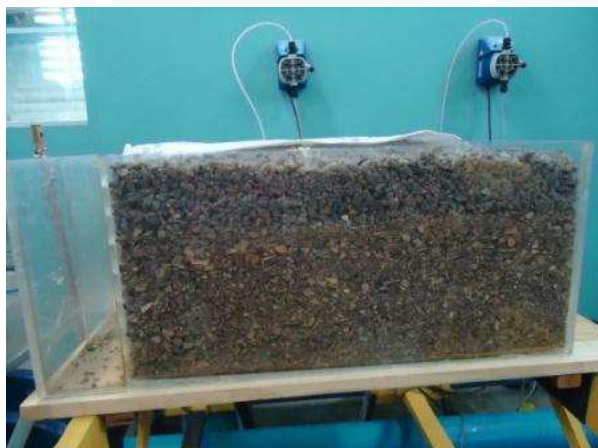


Figura 24: Câmara em fase de montagem



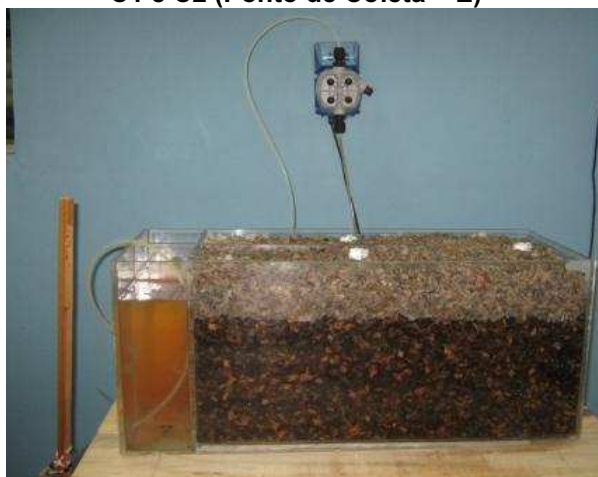
Figura 25: Bomba dosadora



**Figura 26: Reservatório com capacidade para 250 litros – entrada de água para as câmaras C1 e C2 (Ponto de Coleta – E)**



**Figura 27: Reservatório com capacidade para 150 litros - saída de água das câmaras C1 e C2 (Pontos de Coleta – S1 e S2)**



**Figura 28: Câmara C1 em operação (três dias após o funcionamento)**



**Figura 29: Coleta de água na câmara C1 (três dias após início do funcionamento)**



**Figura 30: Vista geral dos componentes do sistema da câmara C1**



**Figura 31: Vista geral dos componentes do sistema, com as câmaras C1 e C2**

### 3.3 Metodologia de coleta e análise

As amostras de água foram coletadas semanalmente, no reservatório de polietileno com capacidade para 250 Litros (Ponto de Coleta – E), na saída da câmara-C1 (Ponto de Coleta – S1) e na saída da câmara-C2 (Ponto de Coleta – S2).

As análises laboratoriais foram realizadas na Universidade Federal do Rio Grande do Norte, no Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA), com exceção dos parâmetros cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfato, cloreto, zinco, alumínio, manganês, que foram determinados no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte pelo Núcleo de Análises de Águas, Alimentos e Efluentes. Quanto as análises de Carbono Total só foram possíveis serem realizadas nas últimas quatro coletas da Fase 2, em virtude, da dificuldade de encontrar um equipamento à disposição. Os parâmetros analisados, freqüências e suas respectivas metodologias podem ser visualizadas na Tabela 6.

A escolha das variáveis monitoradas foi baseada no *padrão de aceitação para consumo humano*, que visa evitar rejeição da água para o consumo, preconizado pela Portaria n.º 518/2004 do Ministério da Saúde. Também foram avaliadas variáveis indicadoras de riscos a saúde e a qualidade da água, bem como parâmetros que buscam identificar a desnitrificação.

Durante os sete primeiros dias de funcionamento de cada câmara, a fim de identificar o tempo necessário para o sistema iniciar o processo de desnitrificação, foram realizadas análises diárias dos parâmetros: pH, cor, turbidez, temperatura, nitrito e nitrato, depois foram adotadas as freqüências explicitadas na Tabela 6.

Tabela 6: Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias.

Variáveis	Métodos	Frequência análise	Referências
Temperatura (°C)	Termômetro com filamento de mercúrio 0° a 60°C	Semanal	APHA et. al., 1998
pH	Potenciométrico	Semanal	
Turbidez (uT)	Nefelométrico	Semanal	
Cor aparente (uH)	Colorimétrico	Semanal	
Nitrato (mg/l)	Colorimétrico	Semanal	RODIER, 1981
Nitrito (mg/l)	Colorimétrico	Semanal	APHA et. al., 1998
DQO (total e filtrada <sup>(1)</sup> ) (mg/l)	Titulometria – Digestão por refluxação fechada	Semanal	
Sabor <sup>(2)</sup>	-----	Semanal	
Odor <sup>(2)</sup>	-----	Semanal	APHA et. al., 1998
Sólidos Suspensos Totais (mg/L) <sup>(3)</sup>	Gravimétrico	Semanal <sup>(3)</sup>	
Oxigênio dissolvido <sup>(4)</sup> (mg/l)	Potenciométrico	Mensal/ Semanal <sup>(4)</sup>	
Carbono Total <sup>(5)</sup> (mg/l)	Combustão catalítica	Semanal <sup>(5)</sup>	
Salinidade (‰)	Potenciométrico	Mensal	
Condutividade elétrica (µS/cm)	Potenciométrico	Mensal	
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/l)	Potenciométrico	Mensal	
Fósforo Total (mg/l)	Colorimétrico	Mensal	
Dureza Total (mg/l)	Titulometria	Mensal	APHA et. al., 1998
Amônia (mg/l)	Titulometria – Destilação em Macro-Kjeldahl	Mensal	
Cálcio (mg/l)	Titulometria	Mensal	APHA et. al., 2005
Magnésio (mg/l)	Titulometria	Mensal	
Sódio (mg/l)	Fotometria de chama	Mensal	
Potássio (mg/l)	Fotometria de chama	Mensal	
Carbonato (mg/l)	Titulometria	Mensal	APHA et. al., 1998
Bicarbonato (mg/l)	Titulometria	Mensal	
Sulfato (mg/l)	Nefelométrico	Mensal	APHA et. al., 2005
Cloreto (mg/l)	Titulometria	Mensal	
Ferro (mg/l)	Espectrometria por absorção atômica	Mensal	
Zinco (mg/l)	Espectrometria por absorção atômica	Mensal	
Manganês (mg/l)	Espectrometria por absorção atômica	Mensal	
Alumínio (mg/l)	Espectrometria por absorção atômica	Mensal	
Alcalinidade Total (mg/l)	Titulometria	Mensal	APHA et. al., 1998
<i>E-coli</i> (NMP/100mL)	Método cromogênico - Técnica de Membrana Filtrante com 0,45 µm de poro	Mensal	

(1) DQO<sub>filtrada</sub> utilizou-se membrana de 0,45µm diâmetro; (2) Para determinação da análise de sabor/odor foi utilizado percepção gustativa/olfativa *in loco*; (3) Foi analisado somente para a câmara-C2 e utilizou-se filtração a vácuo com membrana de 0,45µm diâmetro; (4) Para câmara-C2 foi analisado semanalmente e câmara-C1 mensal; (5) Foi analisado somente nos últimos 30 dias na câmara-C2;

### 3.4 Tratamento estatístico

Foi utilizada a estatística descritiva, a fim de verificar a tendência central, amplitude e dispersão dos dados, obtendo-se médias aritméticas, medianas, valores máximos, valores mínimos e desvios padrões para os parâmetros. Junto com a estatística descritiva, foram realizados testes de normalidade, através do teste Shapiro-Wilk's. Foram elaborados gráficos de variação temporal e "Box & Whisker" para auxílio na interpretação e avaliação dos dados.

Os dados dos parâmetros monitorados do 2º ao 6º dia de cada câmara não foram utilizados no tratamento estatístico, a fim de se obter uma tendência central que melhor represente o conjunto de dados.

Para a análise de variância foram realizados os testes ao nível de 5%:

- Paramétricos: ANOVA One Way para os dados normalizados;
- Não-paramétrico: Teste Kruskal-Wallis para os dados que não possuem distribuição normalizada.

Foram feitas correlações lineares com parâmetros que relacionam com a desnitrificação (pH, turbidez, sólidos suspensos totais, temperatura, nitrito, nitrato, amônia, alcalinidade, oxigênio dissolvido e DQO) de forma a verificar se eram preponderantes neste processo, considerando o coeficiente de correlação ( $r$ ) maior que 0,5; o coeficiente de determinação ( $r^2$ ) superior a 0,4 e o nível de significância ( $p$ ) menor que 0,05.



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A maior parte dos dados apresentou um comportamento tendendo a normalidade, demonstrando que a média aritmética é a medida que melhor representa o conjunto de dados. No entanto, a mediana foi utilizada como medida central para cor, turbidez e nitrito, já que na saída da câmara os dados para esses parâmetros apresentaram elevada dispersão e a utilização da média aritmética se torna inconsistente. Os dados obtidos pela estatística descritiva são apresentados no Anexo 1 (Tabela 9), onde são destacados o número de dados coletados, valores médios, medianos, mínimos, máximos e desvios padrões.

### 4.1 Desnitrificação na Fase 1

#### 4.1.1 Temperatura

A temperatura da água, tanto na entrada (E) como na saída (S1) da câmara, teve baixas amplitudes de variação ao longo de todo experimento, mantendo-se na faixa entre 24,3°C e 29,80 °C, sendo a menor média aritmética (26,39°C) encontrada na entrada da câmara (Figura 32). A temperatura é um fator importante nos processos metabólicos dos microorganismos, influenciando fortemente a desnitrificação. Os valores encontrados neste estudo estão de acordo com Volokita et al. (1996) e Ovez (2006), os quais verificaram que temperaturas entre 25°C-35°C favorecem a atividade de desnitrificação em água.

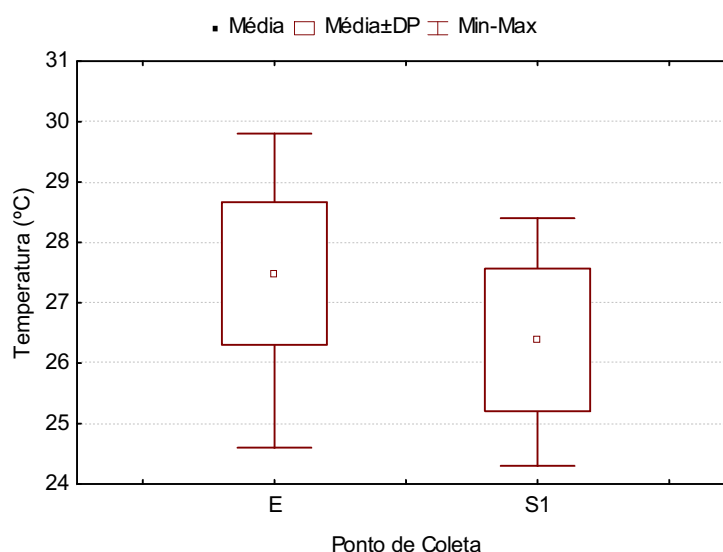


Figura 32: Box Plot de temperatura–Fase 1 (10/11/10 à 23/03/11)

#### 4.1.2 Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade Total

O pH médio de 5,55 na entrada da câmara indica uma condição ligeiramente ácida na água subterrânea analisada. Houve aumento significativo do pH e da alcalinidade (Figura 33 e 34), com valores médios na saída da câmara de 6,66 e 37,00 mg/L, respectivamente, indicando a ocorrência do processo de desnitrificação. O pH influencia diretamente no controle biológico da desnitrificação e um aumento na alcalinidade é considerado um indicador desse processo (LEE et al., 2001; CLARKE, 2006; XUMING ; JIANLONG, 2009). Esse aumento está relacionado com o metabolismo da respiração bacteriana, onde observa-se na cinética de desnitrificação a redução do nitrato e consumo de  $H^+$ . A água destinada ao consumo humano, segundo a Portaria 518/2004 MS deve ter um pH mantido na faixa de 6,0 a 9,5. Neste caso, após percurso no interior da câmara, o pH da água atende a legislação (Figura 35).

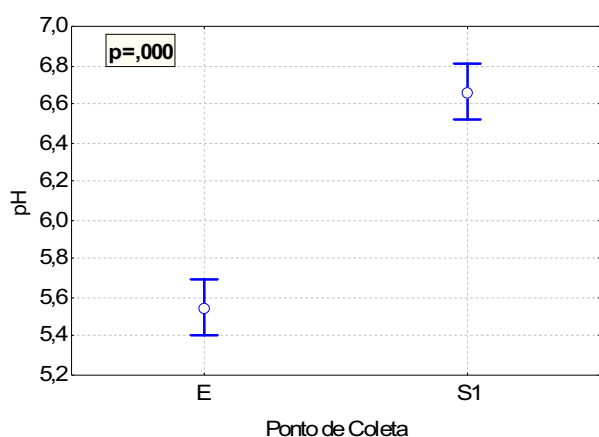


Figura 33: ANOVA gráfica pH-Fase 1

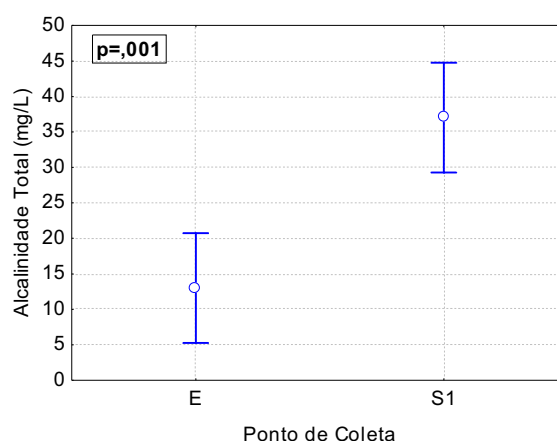


Figura 34: ANOVA gráfica alcalinidade-Fase 1

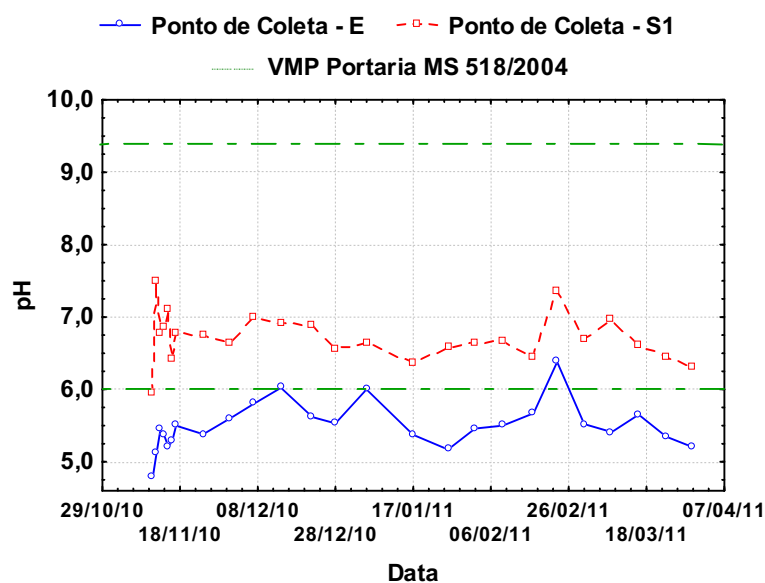


Figura 35: Variação temporal do pH-Fase 1

### 4.1.3 Oxigênio Dissolvido

Houve redução significativa da concentração de Oxigênio Dissolvido (OD), variando entre 5,18 mg/L na entrada da câmara para 0,66 mg/L na saída (Figura 36). Estes valores indicam condição favorável para o processo de desnitrificação, garantindo que as condições anóxicas no interior da câmara foram alcançadas. Resultado similar foi encontrado por Calderer et al. (2010) e Gibert et al. (2008), que monitoraram os níveis de OD iniciais e finais, e perceberam que o OD médio (4,00 e 5,90 mg/L, respectivamente) na água foi quase esgotado pela ação de bactérias desnitrificantes, atingindo valores médios menores que 0,90 mg/L. Esses baixos valores de OD podem ser retornar aos níveis antes da desnitrificação através de processos simples de aeração.

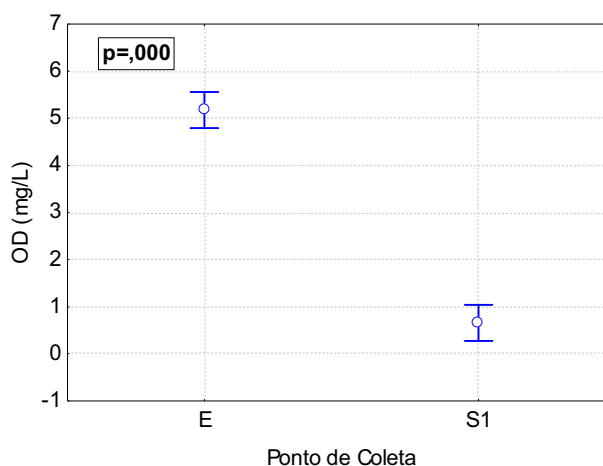


Figura 36: ANOVA gráfica OD-Fase 1

### 4.1.4 Cor Aparente

A água na entrada da câmara não apresentou cor aparente. Já na saída, houve elevada cor nos seis primeiros dias de operação atingindo valor máximo de 47 uH. Esse fato pode estar relacionado a um efeito inicial do contato do substrato com a água, em que ocorre a liberação de matéria orgânica dissolvida, com coloração amarronzada associada ao tipo de substrato utilizado. Após o sétimo dia de funcionamento, já foi possível obter resultados para que a água atenda ao padrão de cor aparente (Figura 37). A utilização de outros tipos de substratos orgânicos sólidos como fonte de carbono em desnitrificação altera a cor da água também na fase inicial do processo, como verificado por Ovez (2006) com o uso de raízes de *Glycyrrhiza*

*glabra*, plantas da espécie *Arundo donax*, e algas do tipo *Gracilaria verrucosa*, e ainda por Brito et al. (2008) com o uso de mesocarpo de coco.

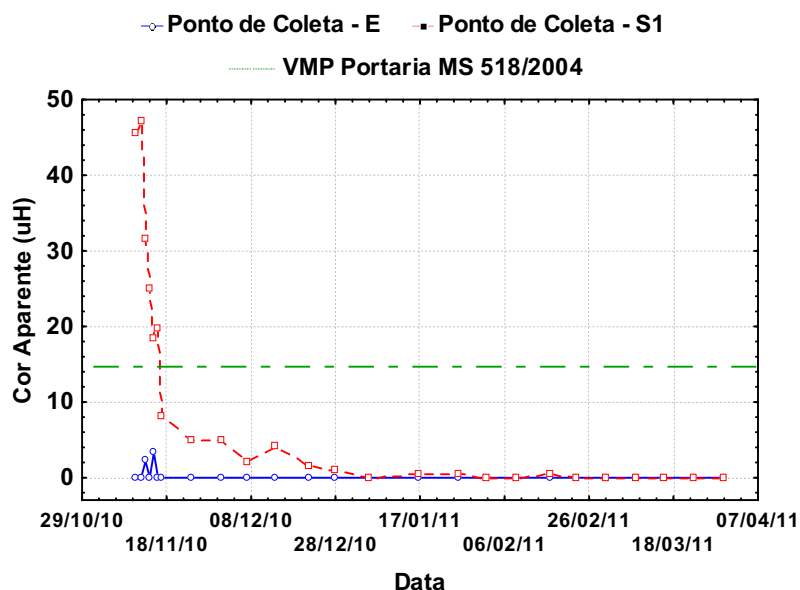
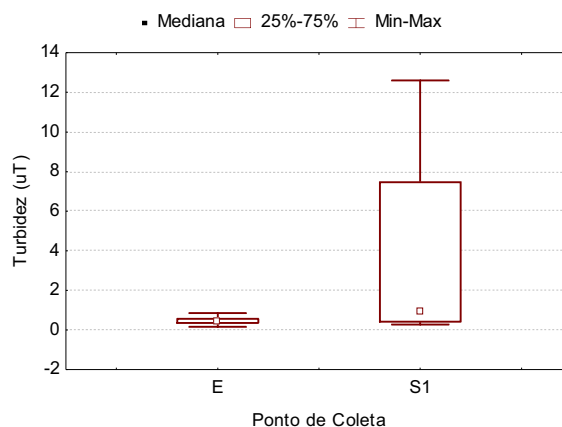


Figura 37: Variação temporal da cor aparente–Fase 1

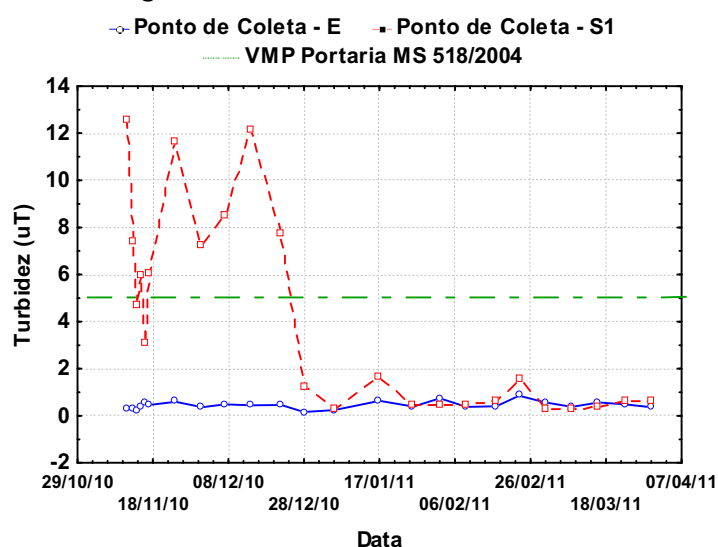
#### 4.1.5 Turbidez

A turbidez variou de 0,16 uT a 0,86 uT na entrada, e de 0,28 uT a 12,60 uT na saída, com mediana de 0,45 e 0,91, respectivamente (Figura 38). Foi perceptível a formação de material em suspensão, que gerou a alta turbidez na saída da câmara, nas sete primeiras semanas. Isso pode ter sido causado devido à formação de biomassa associado à desagregação do biofilme. Altas concentrações de nutrientes e matéria orgânica podem produzir biofilmes bastante espessos, provocando dificuldades de transporte de massa e acúmulo de resíduos metabólicos e com isso, pode ocorrer à desagregação do biofilme (COSTERTON et al., 1999).

Calderer et al. (2010) comenta que a presença de sólidos suspensos é comum em sistemas de desnitrificação em água, em virtude da formação de biomassa, e que elevados índices de sólidos suspensos é uma questão que precisa ser considerada antes da implementação de um sistema de desnitrificação, devido aos riscos de obstrução de tubulações. No nosso estudo, após o 47º dia o efluente atinge valores menores que 5,0 uT, provavelmente em virtude da diminuição da atividade bacteriana, atendendo o estabelecido da Portaria MS nº 518/2004 (Figura 39). A análise de variância não paramétrica mostrou que há diferenças significativas ( $p=0,014$ ) entre a entrada e saída da câmara.



**Figura 38: Box Plot de turbidez-Fase 1**



**Figura 39: Variação temporal da turbidez-Fase 1**

#### 4.1.6 Nitrato

Na entrada da câmara, a concentração de nitrato na água variou de 7,85 a 10,35 mgN/L, com um valor médio de 8,65 mgN/L, apresentando concentrações próximas do valor máximo permitido segundo a Portaria MS nº 518/2004, a qual estabelece como limite 10,0 mgN/L. Já na saída da câmara anóxica, houve redução significativa da concentração de nitrato (Figura 40), sendo possível observar o início do processo de desnitrificação logo após 24 horas de funcionamento do sistema, com 97,8% de remoção. A variação de nitrato ao longo do período de monitoramento (Figura 41) mostra elevada eficiência do sistema de tratamento proposto. No primeiro mês de operação, a concentração de nitrato variou de 0,10 a 0,75 mgN/L, atingindo a câmara uma capacidade de desnitrificação média de 7,83 mgN/L [entrada(8,19mgN / L) – saída(0,36mgN / L)]. Do 2º ao 4º mês, apesar de haver diminuição da eficiência, ainda houve remoção significativa, com uma média de 4,46 mgN/L de

capacidade de desnitrificação [*entrada*(8,64gN / L) – *saída*(4,18mgN / L)]. Após o 4º mês, a eficiência do sistema atingiu valores baixos, com uma remoção média de 1,99 mgN/L [*entrada*(9,78gN / L) – *saída*(7,79mgN / L)].

A elevada remoção de nitrato no início do experimento está relacionada ao adequado conjunto de condições favoráveis ao processo de desnitrificação pela comunidade bacteriana: condições anóxicas, temperatura e pH, além da elevada disponibilidade de carbono fornecida pelo endocarpo de coco. Entretanto, foi verificado que a eficiência do sistema tende a diminuir ao longo do tempo. Esse fato pode estar relacionado diretamente com a assimilação de carbono pelas bactérias heterotróficas, já que os demais fatores relacionados para ocorrência da desnitrificação não foram alterados. Provavelmente, a diminuição na degradação da matéria orgânica pelas bactérias pode ter ocorrido pela mudança na labilidade do carbono associado à hidrodinâmica do reator, o que obriga a substituição periódica da fonte carbono utilizada. Por exemplo, Volokita et al. (1996) e Gibert et al. (2008) testando substratos orgânicos, verificaram que a remoção de nitrato estaria relacionada ao tempo de contato bacteriano com o substrato a ser degradado.

Gasch (2001) avaliou o rendimento da desnitrificação com cascas de nozes por 24 horas, utilizando a mesma câmara anóxica em condições similares ao nosso estudo: temperatura (25°C), concentração de nitrato (10mgN/L), vazão (63l/dia), exceto TDH (12horas) e índice de vazios (0,77). Gasch (2001) obteve uma remoção de nitrato (84%) menor que nosso estudo (~98%). Dessa maneira, percebe-se que o maior rendimento no nosso estudo não está relacionado com o TDH, visto que mesmo em tempo de detenção menor, foi encontrada uma eficiência mais elevada que a documentada por Gasch (2001), sugerindo que o fator determinante na desnitrificação biológica no nosso estudo foi o tipo de substrato e/ou área superficial.

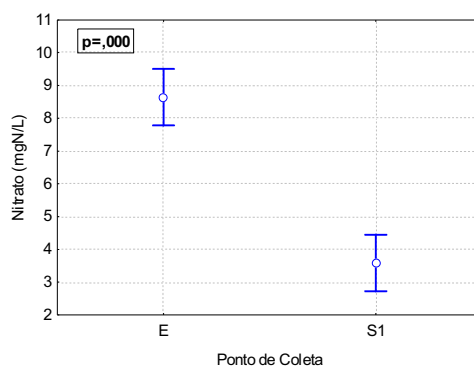


Figura 40: ANOVA gráfica nitrato–Fase 1

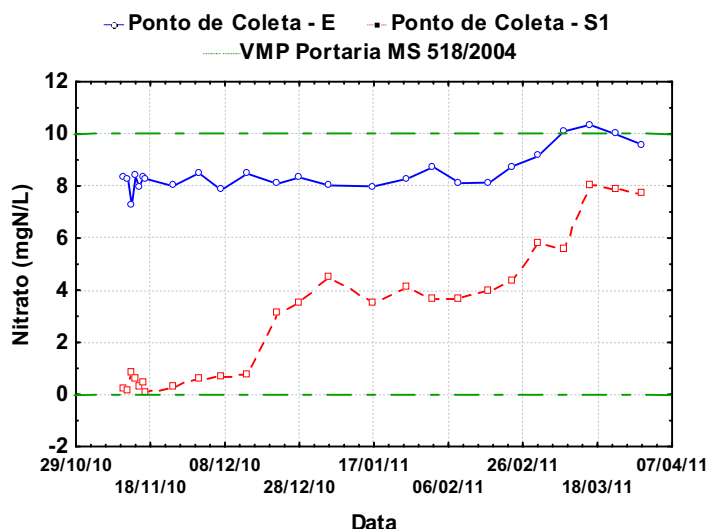


Figura 41: Variação temporal do nitrato–Fase 1

#### 4.1.7 Nitrito e Amônia

Algumas amostras coletadas na entrada da câmara não apresentaram nitrito e amônia, porém, na saída, foi constatado um aumento desses compostos, com valor mediano de 0,009 mgN/L para nitrito e média de 0,59 mg/L para amônia (Figura 42 e 43). A análise de variância mostrou que há diferenças para nitrito ( $p=0,000$ ) e amônia ( $p=0,005$ ) entre a entrada e saída do reator. A Portaria MS n° 518/2004, estabelece que a quantidade máxima de nitrito permitida seja de 1 mgN/L e amônia de 1,5mg/L. Portanto, o experimento apresentou valores abaixo do padrão de potabilidade. A produção de nitrito e amônia foram vistos também em Abdelouasa et al. (1999), Clarke (2006) e Gibert et al. (2008) indicando a ocorrência da Redução Dissimilatória do Nitrato (RDN). As elevadas concentrações de nitrito no início do estudo, podem estar relacionadas à maior relação entre carbono e acceptor de elétrons em função de uma maior atividade bacteriana anaeróbia, que atua na RDN (ENRICH-PRAST,2005).

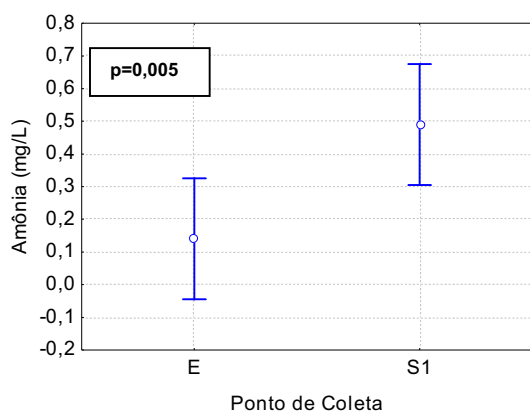


Figura 42: ANOVA gráfica amônia–Fase 1

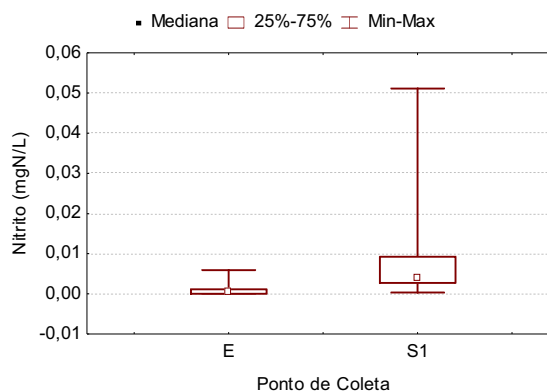


Figura 43: Box Plot de nitrito–Fase 1

#### 4.1.8 Demanda Química de Oxigênio

A matéria orgânica, representada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO), na entrada da câmara foi de 7,92 mg/L com valores médios mais elevados na saída (Figura 44 e 45). Este comportamento já era esperado como resposta à inserção da fonte de carbono, propiciando formação de biomassa e liberação de moléculas orgânicas pelo metabolismo bacteriano em virtude da degradação do substrato. Durante as primeiras semanas de operação do sistema, a DQO<sub>Total</sub> na saída atingiu o valor máximo de 47,4 mg/L. Os elevados valores de DQO<sub>Total</sub> no início do experimento são normais, devido a grande disponibilidade de carbono e conseqüentemente o alto metabolismo bacteriano. Gash (2001) avaliou a matéria orgânica liberada pelo reator com cascas de nozes, e verificou que durante os quatro primeiros dias de funcionamento, a liberação de matéria orgânica foi cerca de 20 vezes maior que o restante dos dias, em seguida, foi observado uma diminuição contínua até atingir valores de DQO<sub>Total</sub> entre 70 a 90 mg/L.

A DQO<sub>Filtrada</sub> na saída da câmara foi estatisticamente igual a DQO<sub>Total</sub> na entrada (Figura 46), sugerindo que processos de filtração de água podem ser realizados com vistas a diminuição do teor de matéria orgânica.

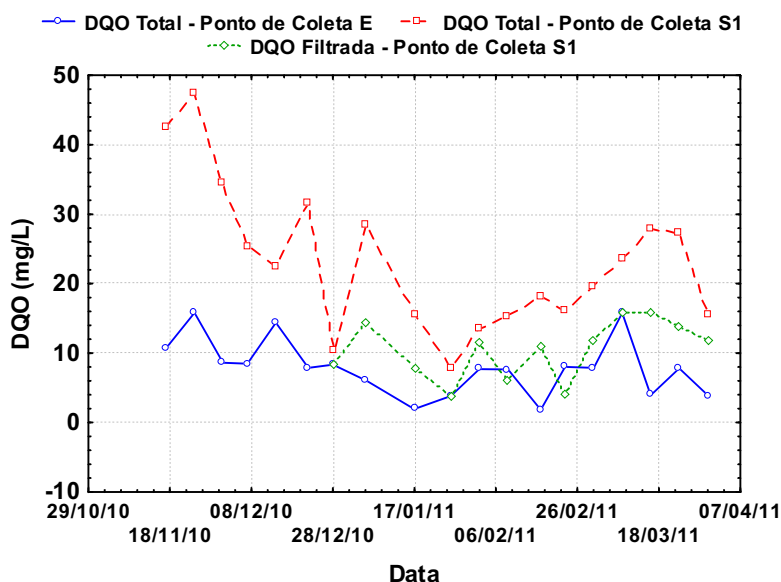


Figura 44: Variação temporal da DQO-Fase 1



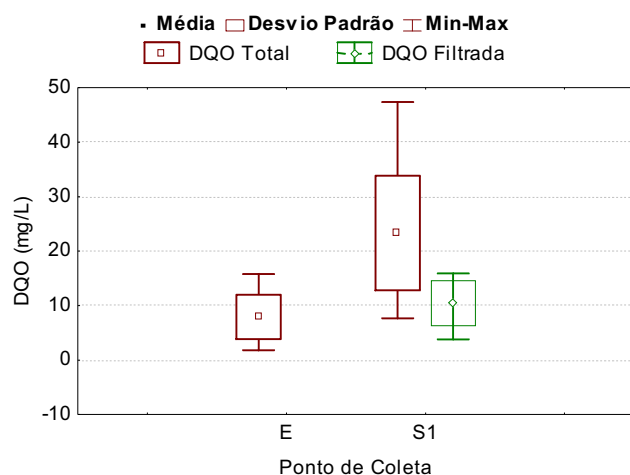


Figura 45: Box Plot de DQO-Fase 1

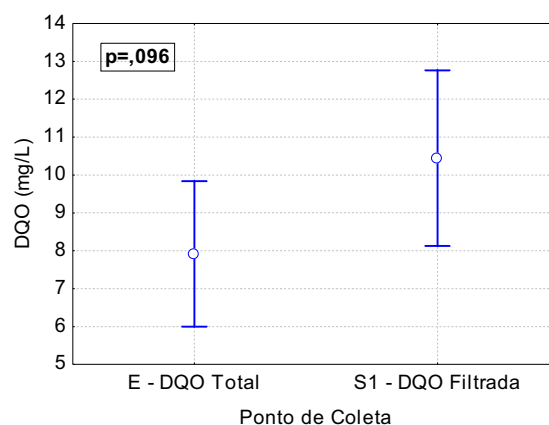


Figura 46: ANOVA gráfica DQO-Fase 1

## 4.2 Desnitrificação na Fase 2

### 4.2.1 Temperatura

Os experimentos realizados na Fase 2 (câmara-C2) mostraram baixas amplitudes de variação na temperatura, assim como verificado durante a Fase 1 (câmara-C1), porém com valores médios inferiores, de 25,73°C na entrada e de 25,39°C na saída da câmara (Figura 47). As temperaturas mais baixas observadas ocorreram em função do período de amostragem, que foi durante o período chuvoso.

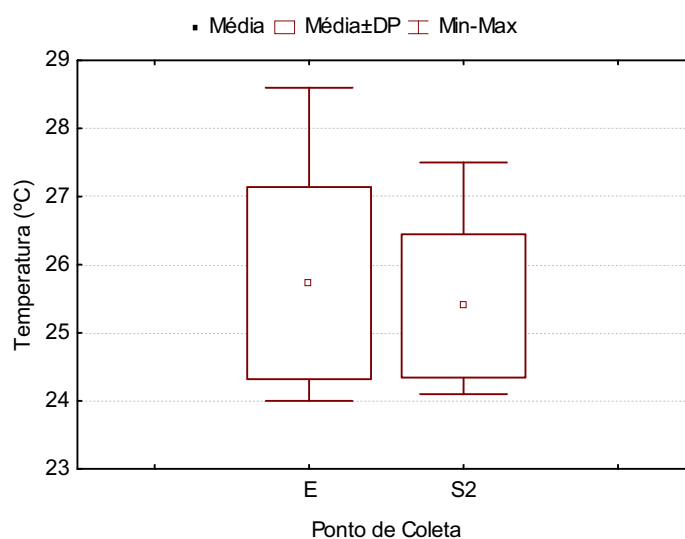


Figura 47: Box Plot de temperatura-Fase 2 (26/02/11 à 13/07/11)

#### 4.2.2 Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade Total

O pH e a alcalinidade teve comportamento semelhante a Fase 1 com valores médios na entrada da câmara de 5,52mg/L e 16,50mg/L; saída de 6,86mg/L e 33,25mg/L, respectivamente. Foi verificado que os valores médios de pH e alcalinidade nesses pontos foram estatisticamente diferentes (Figura 48 e 49), o que reflete o indicativo da ocorrência da desnitrificação. Em relação ao pH, foi confirmado que os valores estão em conformidade com a portaria 518/2004, após passagem pela câmara.

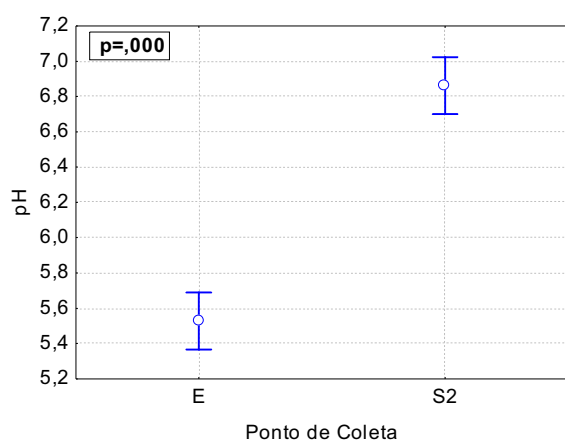


Figura 48: ANOVA gráfica pH-Fase 2

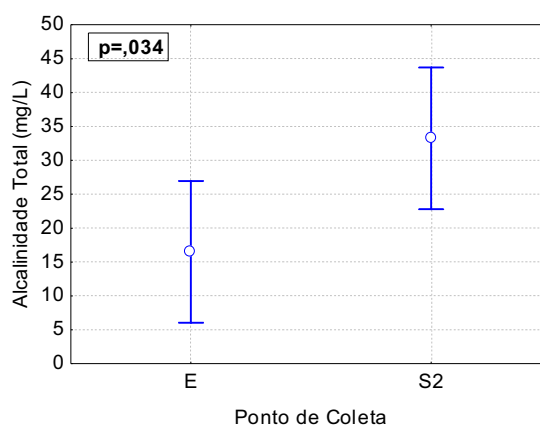


Figura 49: ANOVA gráfica alcalinidade-Fase 2

#### 4.2.3 Oxigênio Dissolvido

Quanto a concentração de OD, também foram confirmadas as condições anóxicas favoráveis ao processo de desnitrificação biológica, com concentração média de 0,64mg/L na saída da câmara, estatisticamente diferente da concentração de oxigênio medido na entrada da câmara (Figura 50), assim como verificado na Fase 1. Nossos dados indicam que as duas câmaras proporcionaram a anoxia como resultado da ação metabólica da comunidade bacteriana desnitrificante.

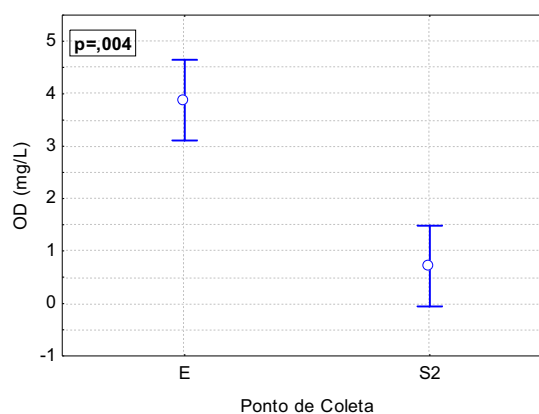


Figura 50: ANOVA gráfica OD-Fase 2

#### 4.2.4 Cor, Turbidez e Sólidos Suspensos

Na saída da câmara foram encontradas elevadas intensidades de cor, turbidez e sólidos suspensos no início do experimento (Figura 51 e 52). No entanto, os valores desses parâmetros foi ainda mais elevada, em comparação com a Fase 1. Este fato pode evidenciar que o aumento da área superficial do substrato gerou mais coloração da água. Ao mesmo tempo, a referida área também proporcionou um maior espaço para colonização de bactérias, obtendo a formação de um biofilme de área mais extensa. A partir disso, a possível desagregação do biofilme associado a alta formação de biomassa pode ter provocado as maiores intensidades de turbidez e sólidos suspensos, fato este comentado por Calderer et al. (2010) sobre a formação de biomassa em desnitrificação em água.

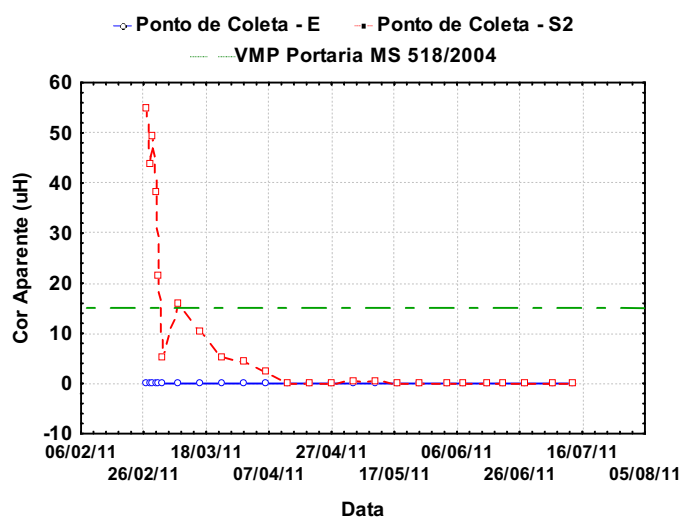


Figura 51: Variação temporal da cor aparente–Fase 2

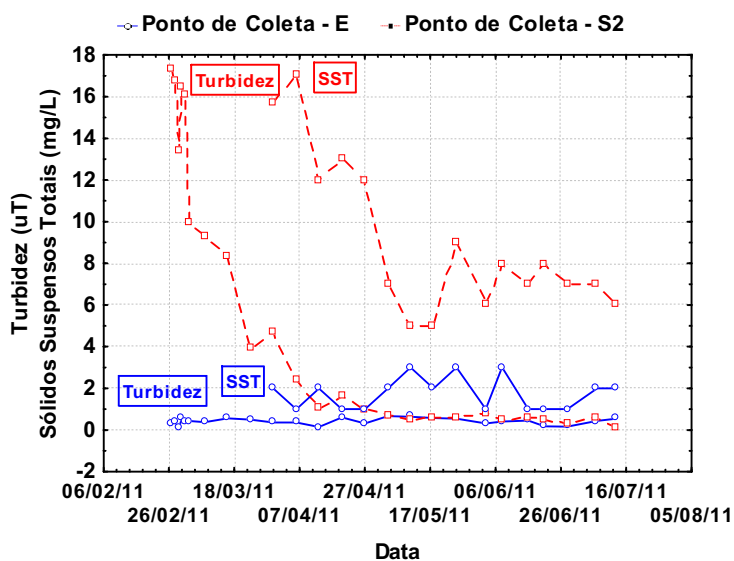


Figura 52: Variação temporal da turbidez e Sólidos Suspensos Totais (SST)–Fase 2

#### 4.2.5 Nitrato

A concentração média de nitrato na entrada da câmara na Fase 2 foi de 11,04 mgN/L, e 4,97 mgN/L na saída. Verificou-se ainda que a concentração na entrada da câmara na Fase 2 (11,04 mgN/L) foi em torno de 30% maior que na Fase 1 (8,65mgN/L), já que foram monitorados em períodos distintos. Esse fato sugere que o período chuvoso afetou a dinâmica do nitrato, carreando-o para o manancial subterrâneo de forma mais intensa que no período seco.

Na saída da câmara da Fase 2, houve redução significativa da concentração de nitrato, após 24 horas de funcionamento do sistema, com 98,50% de remoção, como também a eliminação total do nitrato em alguns dias da primeira semana (Figura 53). No primeiro mês de operação, a capacidade de desnitrificação da câmara foi de 9,44 mgN/L [*entrada*(9,99mgN / L) – *saída*(0,56mgN / L)]. Do 2º ao 4º mês, ainda houve remoção significativa, com média de 5,35 mgN/L de capacidade de desnitrificação [*entrada*(11,33mgN / L) – *saída*(5,98mgN / L)]. Após o 4º mês, a eficiência do sistema atingiu seus valores mais baixos, com uma remoção média de 2,38 mgN/L [*entrada*(11,78mgN / L) – *saída*(9,40mgN / L)].

Foram encontradas diferenças estatísticas entre a capacidade de desnitrificação da câmara anóxica-C1 (Fase 1) e a câmara anóxica-C2 (Fase 2) durante 116 dias (aproximadamente 3 meses e 3 semanas) de operação (Figura 54). Este fato comprova que o aumento da área superficial implica em um maior alojamento para bactérias, resultando em uma maior população de microorganismos e conseqüentemente um processo de desnitrificação mais intenso. Ovez (2006) em seu estudo verificou que o substrato com maior área superficial promoveu um melhor processo de desnitrificação, apesar de esse substrato apresentar baixas concentrações de carbono comparado a outros. Volokita et al. (1996) também sugerem que a diminuição no tamanho do substrato pode melhorar a eficiência da remoção de nitrato.

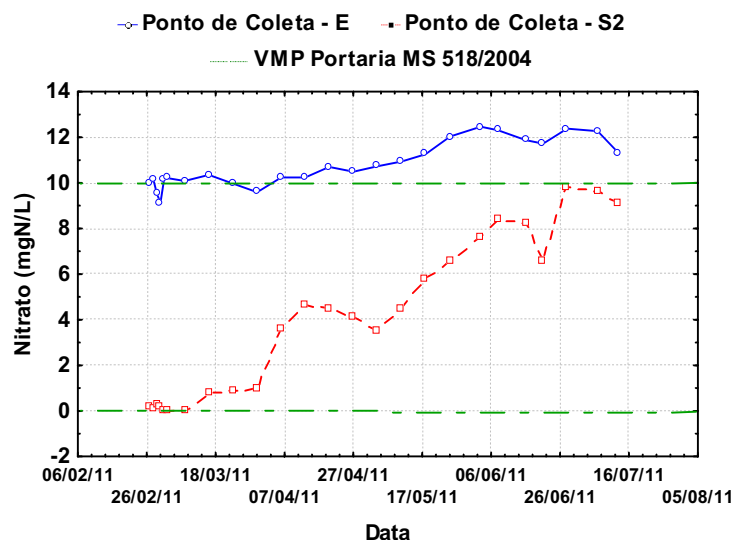


Figura 53: Variação temporal do nitrato – Fase 2

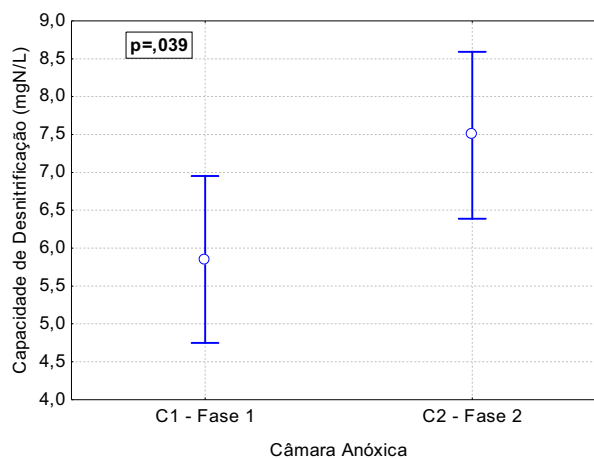


Figura 54: ANOVA gráfica Capacidade de Desnitrificação (Fase 1 x Fase 2)

#### 4.2.6 Nitrito e Amônia

Na saída da câmara-C2, também foi constatado um aumento nas concentrações de nitrito e amônia, com valor mediano de 0,021 mgN/L e médio de 0,70 mg/L, respectivamente (Figura 55 e 56). A análise de variância não paramétrica mostrou que há diferenças significativas para nitrito ( $p=0,002$ ) e a paramétrica para a amônia ( $p=0,000$ ), comparando a entrada e a saída. A produção de nitrito e amônia encontrados nessa fase foi maior que a fase anterior em virtude de uma maior intensidade da redução dissimilatória do nitrato.

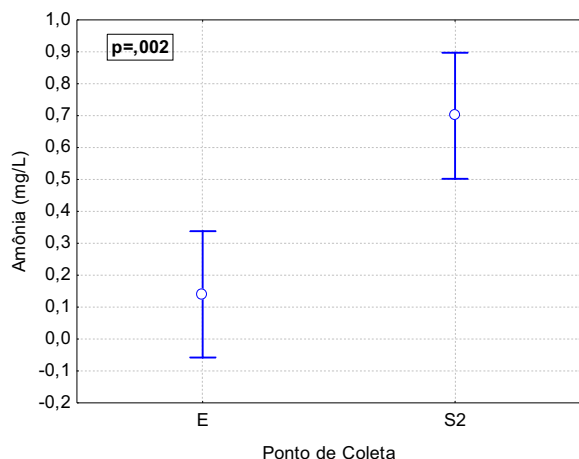


Figura 55: ANOVA gráfica amônia-Fase 2

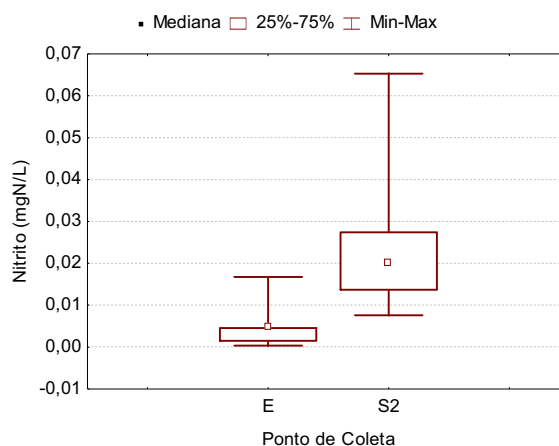


Figura 56: Box Plot de nitrito-Fase 2

#### 4.2.7 Demanda Química de Oxigênio

Durante as primeiras semanas de operação do sistema, a  $DQO_{Total}$  na saída atingiu o valor máximo de 71,42 mg/L (Figura 57). Como já era esperado, os valores de  $DQO_{Total}$  na Fase 2 foram maiores que a Fase 1, em virtude do aumento do metabolismo bacteriano, devido uma maior área superficial de endocarpo. Diferentemente da Fase 1, a  $DQO_{filtrada}$  na saída da câmara-C2 foi estatisticamente diferente da  $DQO_{Total}$  na entrada (Figura 58). Ainda assim, conforme sugerido na fase anterior, os processos de filtração podem ser realizados com vistas à diminuição do teor de matéria orgânica na água.

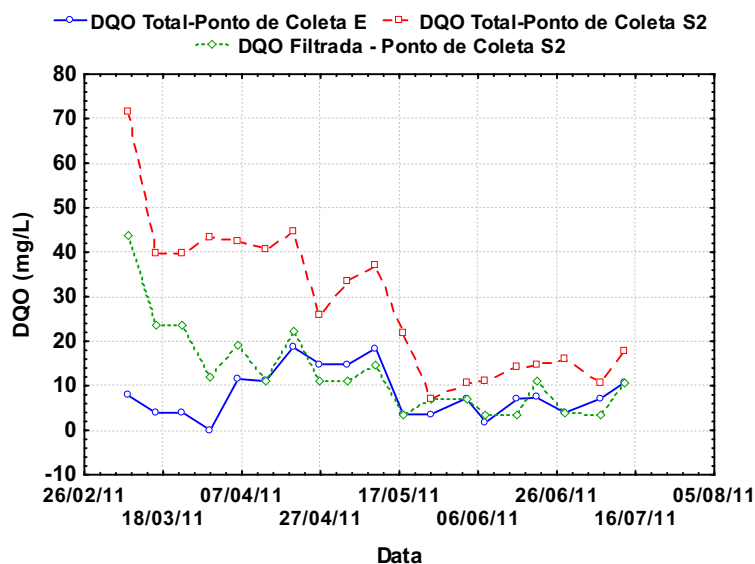
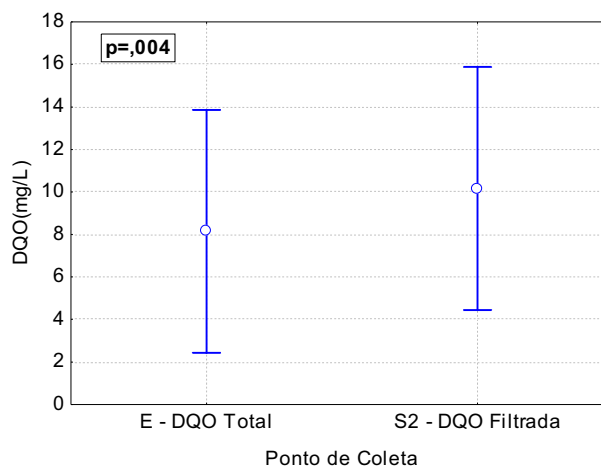


Figura 57: Variação temporal da DQO – Fase 2



**Figura 58: ANOVA gráfica da DQO– Fase 2**

#### 4.2.8 Carbono Total

Em relação ao teor de carbono na água, as concentrações médias de Carbono Orgânico Total (COT) e Carbono Inorgânico Total (CIT) foram de 0,62 mg/L e 1,92 mg/L, respectivamente, na entrada da câmara; e de 1,01 mg/L e 4,54 mg/L, respectivamente, na saída da câmara. Apesar de ter sido feita a análise desses parâmetros apenas nos últimos 30 dias de operação na câmara C-2, foi possível observar alguns pontos importantes. Como era esperado, o teor de carbono na saída da câmara aumentou, tanto na forma orgânica como inorgânica. Na literatura, um aumento nas concentrações de carbono é observado principalmente na fase inicial dos experimentos (VOLOKITA et al., 1996; OVEZ, 2006). Muitas vezes a quantidade de matéria orgânica presente na água é diretamente relacionada ao teor de carbono existente na composição química do substrato (GIBERT et al., 2008). Além disso, a liberação de carbono orgânico para a água depende também do fluxo ao qual é submetido o reator, sendo a forma de fluxo contínuo a que pode gerar menores concentrações de COT na água comparado a reatores com fluxo em batelada (CALDERER et al., 2010). Esses fatores apresentados podem justificar as baixas concentrações de COT encontradas no final do experimento no nosso estudo.

Foi observado que o aumento nas concentrações de CIT foram ainda mais elevadas que as concentrações de COT, demonstrando diferenças estatísticas somente para CIT (Figura 59 e 60). No final do experimento, observa-se um aumento na relação CIT:COT (Figura 61). Esse fato pode estar associado a mudanças na intensidade do metabolismo bacteriano, de forma que sob limitação por recursos, os organismos bacterianos podem passar a investir menos em produção de biomassa

(crescimento/reprodução) e consumir matéria orgânica principalmente para a obtenção de energia destinada à manutenção de seus processos vitais através da respiração, processo que gera carbono na forma inorgânica (DEL GIORGIO et al., 2006).

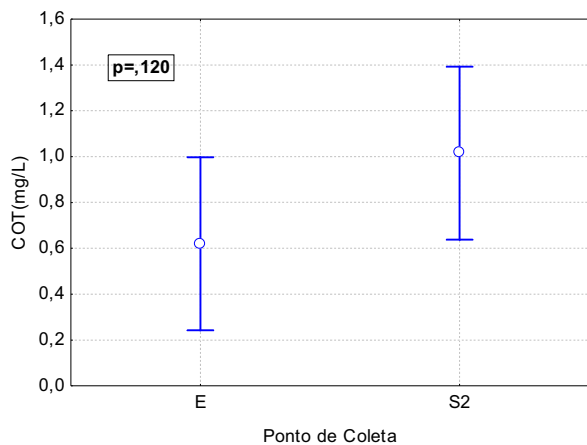


Figura 59: ANOVA gráfica COT

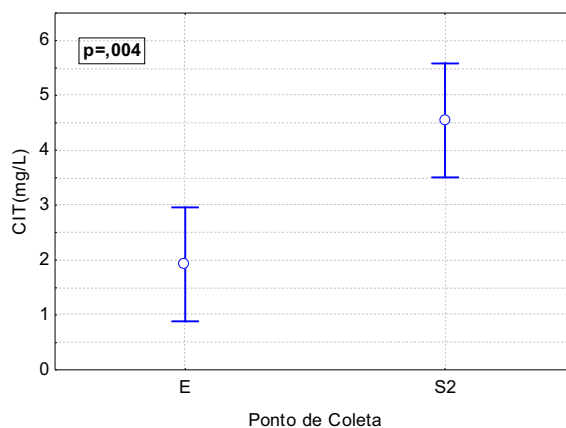


Figura 60: ANOVA gráfica CIT- Fase 2

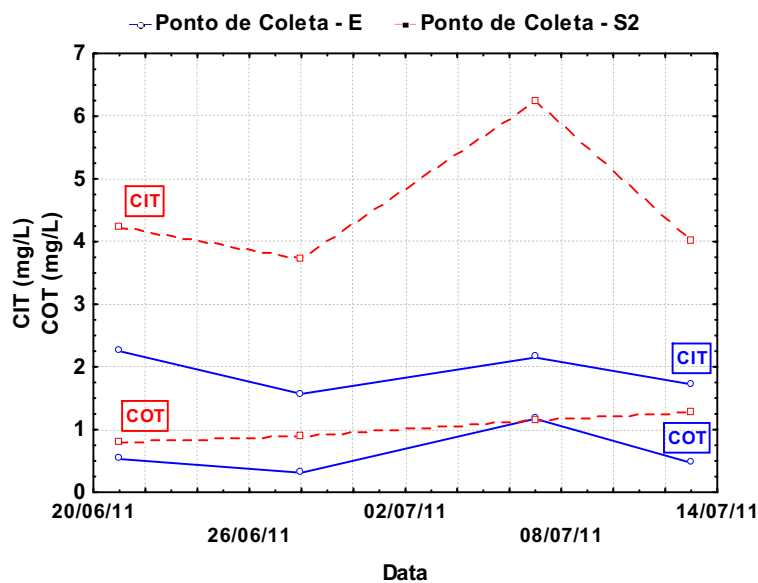


Figura 61: Variação temporal do CIT e COT - Fase 2



### 4.3 Padrão de aceitação para consumo humano - Fase 1 e Fase 2

As amostras analisadas tiveram características insípidas e inodoras, portanto não apresentaram sabor nem odor desagradáveis. Quanto às demais variáveis monitoradas incluindo as que se referem ao *padrão de aceitação para consumo humano*, foi verificado baixos teores e mínima variação entre a entrada e saída das câmaras. Além disso, ao nível de 5% os dados dessas variáveis não foram estatisticamente diferentes entre a entrada e saída do reator, exceto os parâmetros: carbonato, bicarbonato (constituintes da alcalinidade) e sulfato. Dessa forma, o substrato de endocarpo de coco utilizado no estudo, pouco influenciou os parâmetros de qualidade de água avaliados na Tabela 7.

**Tabela 7: Resultados médios obtidos na Fase 1 e Fase 2.**

Parâmetro	FASE 1		FASE 2		VMP Portaria MS 518/2004
	CÂMARA-C1		CÂMARA-C2		
	Valor Médio		Valor Médio		
	Ponto E	Ponto S1	Ponto E	Ponto S2	
Dureza (mg/l)	39,50	34,00	42,5	45,75	500
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/l)	65,75	60,40	78,4	70,17	1000
Salinidade (‰)	0	0	0	0	0,5*
Condutividade elétrica (µS/cm)	139,78	126,23	147,17	133,67	-----
Cálcio (mg/l)	1,89	1,78	1,93	1,83	-----
Fósforo Total (mg/l)	0	0,04	0,021	0,061	-----
Magnésio (mg/l)	3,46	3,10	3,98	2,73	-----
Sódio (mg/l)	16,75	17,28	17,22	20,8	200
Potássio ( mg/l)	2,28	2,65	2,32	3,55	-----
Carbonato ( mg/l)**	7,80	22,20	9,9	19,95	-----
Bicarbonato (mg/l)**	15,86	45,14	20,13	40,56	-----
Sulfato (mg/l)**	1,99	5,89	0	2,26	250
Cloreto ( mg /l)	19,42	18,90	20,77	22,11	250
Ferro (mg/l)	0,06	0,06	0,12	0,25	0,3
Zinco (mg/l)	0,05	0,02	0,05	0,03	5
Manganês (mg/l)	0,01	0,02	0,01	0,006	0,1
Alumínio ( mg /l)	0	0	0,1	0,12	0,2
<i>E-coli</i> (NMP/100mL)	0	0	0	0	Ausente

VMP = Valor máximo permitido; \* VMP de salinidade para águas doces (CONAMA 357/2005); \*\* Valores estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ).

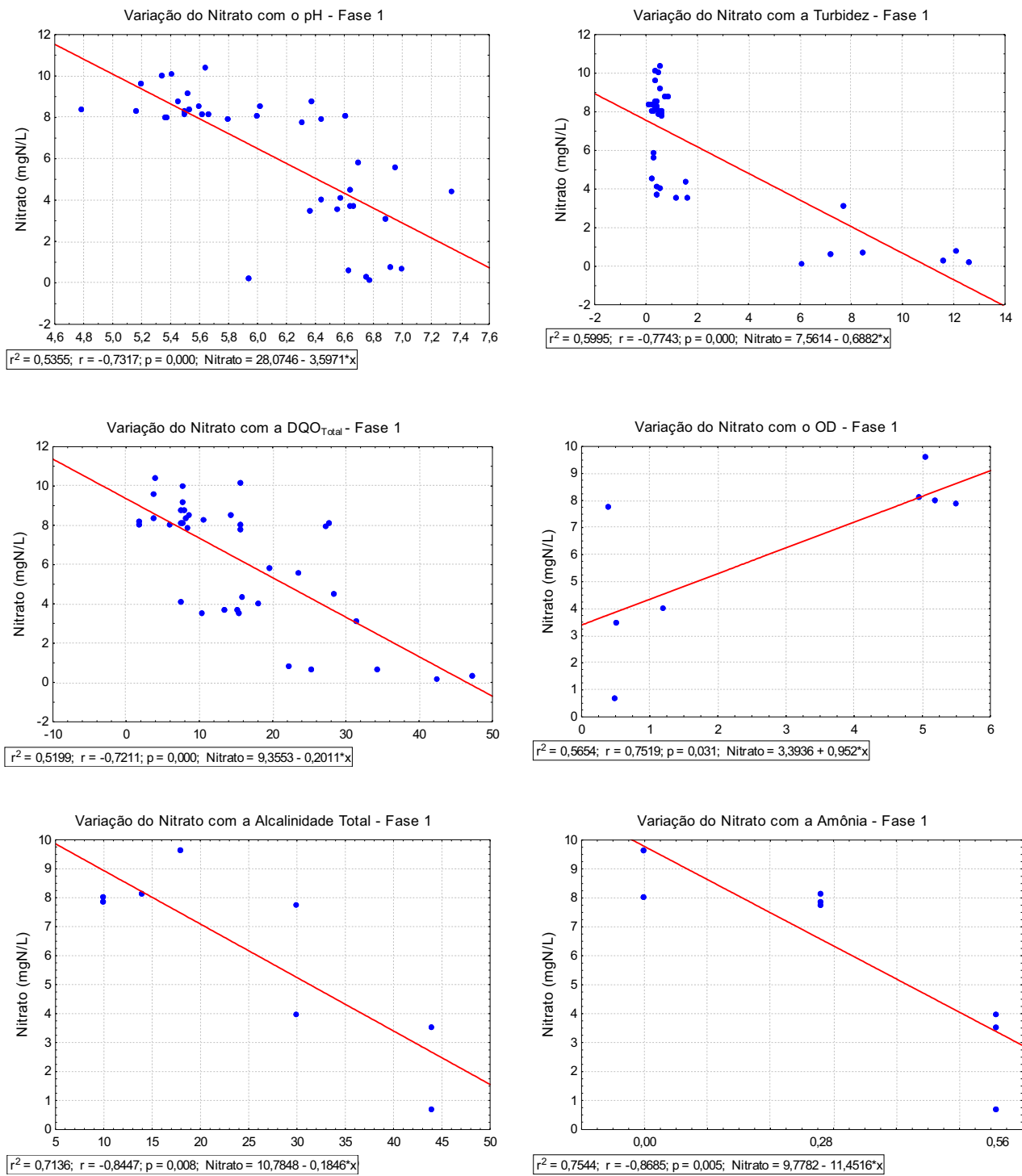
#### 4.4 Análises de regressão

As análises de regressão linear simples indicaram que há relação entre a concentração de nitrato com a maioria dos parâmetros que se relacionam com a desnitrificação. Nas correlações realizadas com as concentrações de nitrato, verificou-se que a amônia e a alcalinidade total foram as variáveis que apresentaram maiores índices de correlação na Fase 1. Na Fase 2 os maiores índices foram para alcalinidade total, DQO<sub>Total</sub> e sólidos suspensos totais, respectivamente. Outros parâmetros também apresentaram bons índices de correlação, conforme Tabela 8.

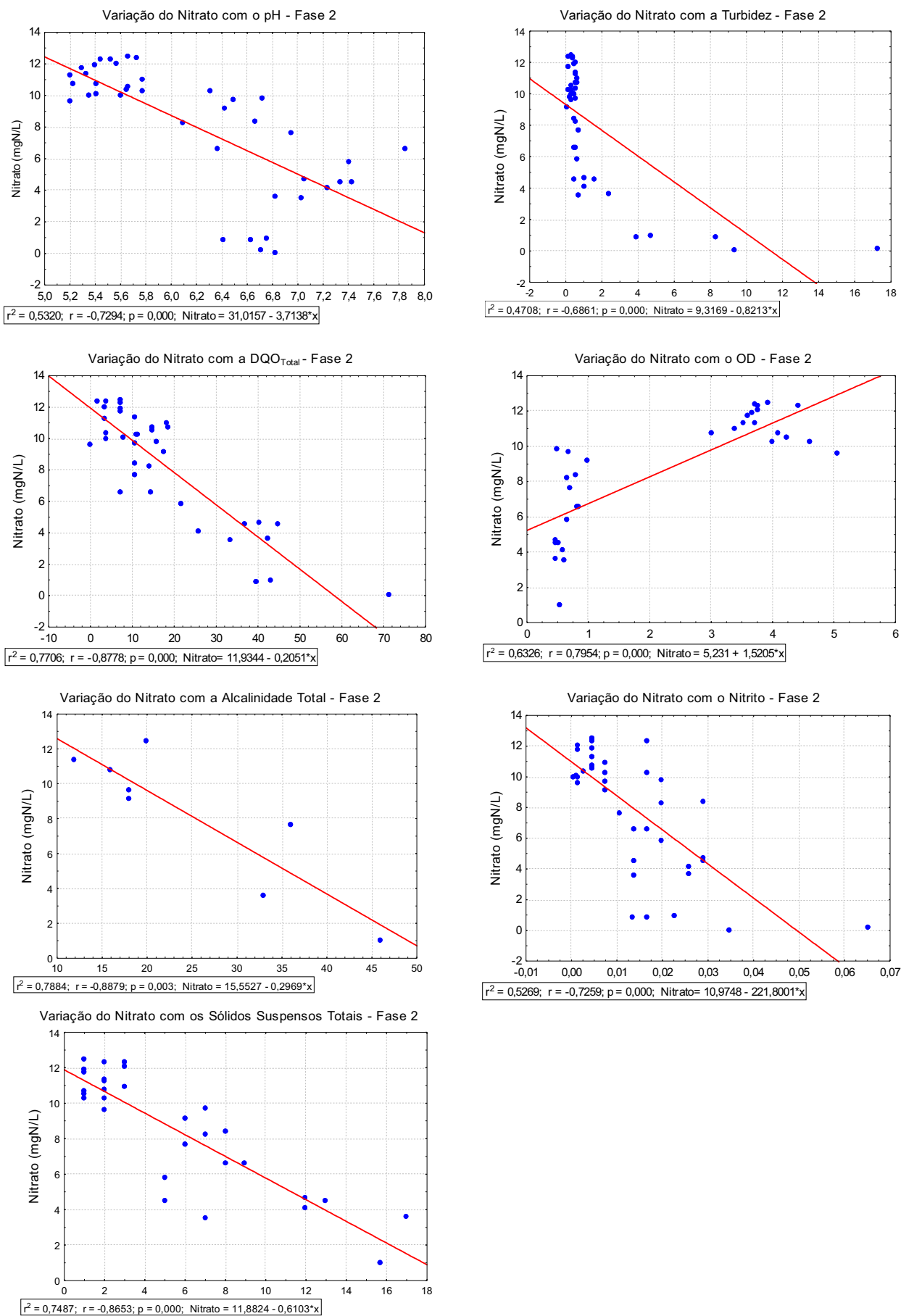
**Tabela 8: Resultados dos índices de correlação (r), coeficiente de determinação (r<sup>2</sup>) e o nível de significância (p).**

Parâmetro	CÂMARA-C1 (Fase 1)			CÂMARA-C2 (Fase 2)		
	r	r <sup>2</sup>	p	r	r <sup>2</sup>	p
	Nitrato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrato (mg/l)
Temperatura (°C)	0,41	0,16	0,008	-0,20	0,04	0,206
pH	-0,73	0,53	0,000	-0,72	0,53	0,000
Turbidez (uT)	-0,77	0,59	0,000	-0,68	0,42	0,000
Sólidos Suspensos Totais	-----	-----	-----	-0,86	0,74	0,000
Nitrito (mg/l)	-0,38	0,14	0,013	-0,72	0,52	0,000
DQO <sub>Total</sub> (mg/l)	-0,72	0,51	0,000	-0,87	0,77	0,000
Oxigênio dissolvido (mg/l)	0,75	0,56	0,031	0,79	0,63	0,000
Amônia (mg/l)	-0,86	0,75	0,005	-0,62	0,38	0,099
Alcalinidade Total (mg/l)	-0,84	0,71	0,008	-0,88	0,78	0,003

As análises de regressão entre o nitrato e os parâmetros: pH, turbidez, nitrito, DQO, amônia e alcalinidade mostraram correlações negativas, indicando que a desnitrificação provocava um aumento na concentração desses parâmetros. Quanto ao OD ocorria uma diminuição de sua concentração em virtude da atividade de respiração bacteriana. Os resultados de correlação apresentados foram importantes para corroborar que as condições no interior das câmaras foram favoráveis para a desnitrificação, como também indicando que subprodutos deste processo foram alcançados. As Figuras 57 e 58 apresentam os gráficos com as melhores correlações lineares obtidas envolvendo as concentrações de nitrato e os demais parâmetros.



**Figura 62: Regressão linear dos parâmetros com os melhores índices de correlação – Fase 1**



**Figura 63: Regressão linear dos parâmetros com os melhores índices de correlação – Fase 2**

## 5 CONCLUSÕES

A desnitrificação em água de abastecimento humano com emprego de câmara anóxica em escala piloto, com a utilização do endocarpo de coco como fonte de carbono se mostrou promissora, com elevada remoção da concentração de nitrato.

A desnitrificação da água, a partir de diferentes áreas superficiais de endocarpo, resultou em eficiências distintas de remoção de nitrato, confirmando que a área superficial influi de forma significativa no processo de desnitrificação.

Quanto aos aspectos qualitativos analisados, verifica-se a necessidade de um pós-tratamento da água, em virtude da liberação de subprodutos gerados da desnitrificação. Porém, durante grande parte da pesquisa a água desnitrificada atende os requisitos prescritos no *Padrão de aceitação para consumo humano* da Portaria MS nº 518/2004, demonstrando a potencialidade de utilização dessa tecnologia para uso da água de consumo humano.

Quanto aos aspectos ambientais, a tecnologia proposta para o tratamento de água por processo biológico mostra-se vantajosa em virtude do aproveitamento de um resíduo do fruto do coqueiro, abundante em regiões tropicais.

## 6 RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES

Recomendamos a exploração desta tecnologia de remoção biológica de nitrato, analisando outras variáveis, como: abundância bacteriana e balanço de massa de carbono; e submeter o estudo a outras condições de: temperatura, concentração de nitrato, TDH e vazão, a fim de conhecer a cinética de desnitrificação para esse tipo de substrato.

A partir das variáveis monitoradas foi possível verificar a necessidade de um pós-tratamento da água, visto que, no estudo foi observado:

- ✓ Na saída das câmaras, os valores de DQO são maiores que na entrada. Dessa forma, recomendamos um estudo de técnicas de eliminação de matéria orgânica, verificando possíveis subprodutos gerados, que podem ser prejudiciais a saúde humana;
- ✓ Durante as seis primeiras semanas de cada fase da pesquisa observaram-se valores de turbidez consideráveis na saída do reator, em virtude da liberação de sólidos suspensos. Essa turbidez na água pode ser removida diretamente por filtração, dispensando a coagulação química;
- ✓ Os baixos valores de OD na saída do reator durante o período de monitoramento podem ser elevados por simples processos de aeração;
- ✓ Apesar da ausência da bactéria *Escherichia coli*, organismo indicador de contaminação microbiológica usada na pesquisa, é necessária a desinfecção da água, a fim de eliminar as bactérias heterotróficas desnitrificantes. Vários gêneros dessas bactérias apresentam riscos à saúde de grupos populacionais vulneráveis (recém-nascidos, idosos, pacientes hospitalizados, outros). Deve-se considerar a possível formação de subprodutos indesejados durante o processo de desinfecção.

Ainda, tendo em vista as potenciais vantagens econômicas e ambientais dessa tecnologia, estudos devem ser realizados no sentido de avaliar a viabilidade econômica para sua implementação em escala real.

## 7 REFERÊNCIAS

ABDELOUASA, A.; DENG, L.; NUTTALLB, E.; LUTZEB, W.; FRITZ, B.; CROVISIER, J.L. **Reduction in Situ des Ions Nitrate dans des Eaux par les Bactéries Indigènes.** Earth & Planetary Sciences, n.328, p.161-166.1999.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20ed. Washinton.1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21ed. Washinton. 2005.

ANDRADE, A. M.; PASSOS, P. R. A; MARQUES, L. G. C.; OLIVEIRA, L. B; VIDAURRE, G. B.; ROCHA, J. D. S. **Pirólise de Resíduos do Coco-da-Baía (*Cocos nucifera linn*) e análise do carvão vegetal.** Revista Árvore, n.5, v.28. 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 25 de Março de 2004. **Estabelece os Procedimentos e Responsabilidades Relativos ao Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade, e dá outras Providências.** 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Inspeção Sanitária em Abastecimento de Água.** Série A. Normas e Manuais Técnicos. 84p. 2006.

BRITISH STANDARDS INSTITUTION - BS 1377. **Methods of Test for Soils for Civil Engineering Purposes.** London, 1975.

BRITO, L. P.; MEDEIROS, J. T; FEREEIRA, L. C. A.; MATTOS, A. **Remoção de Nitrato em Água de Abastecimento Humano com Emprego de Câmara Anóxica em Escala Piloto.** XXXI Congresso Interamericano Aidis. Santiago/Chile. 2008.

CALDERER, M.; GIBERT, O.; MARTÍ, V.; ROVIRA, M.; DE PABLO, J.; JORDANA, S.; DURO, L.; GUIMERÀ, J.; BRUNO, J. **Denitrification in Presence of Acetate and Glucose for Bioremediation of Nitrate-Contaminated Groundwater.** Environmental Technology, v.31, n.10, p.799-814. 2010.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo 2001 – 2003.** São Paulo, 2004.

CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology.**455p. 2002.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J. **Nitrification Kinetics of Biofilm as Affected by Water Quality Factors.** Aquacultural Engineering, v.34, p.179–197. 2006.

CLARKE, S. I. **In Situ Denitrification of Nitrate Rich Groundwater in Marydale Northern Cape.** Tese (Dissertação em Ciências) Stellenbosch University. South África. 2006.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.º 357, de 17 de Março de 2005. **Classificação de corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento.** 2005.

COSTERTON, J. W.; STEWART, P.S.; GREENBERG, E.P. **Bacterial Biofilms: a Common Cause of Persistent Infections.** Science, n.284, p.1318-1322. 1999.

DAVEY, M.E.; CAIAZZA, N.C.; TOOLE, G.A.O. **Rhamnolipid Surfactant Production Affects Biofilm Architecture in *Pseudomonas aeruginosa*.** Journal of Bacteriology, n.3, v.185, p.1027-1036. 2003.

DEL GIORGIO, P.; PACE, M.; FISCHER, D. **Relationship of Bacterial Growth Efficiency to Spatial Variation in Bacterial Activity in the Hudson River.** Aquatic Microbial Ecology, n.45, p.55-67. 2006.

DÍAZ, R. **Desnitrificación de Efluentes Secundários Mediante Soportes Orgánicos Naturales.** Projecte o Tesina d' Especialitat. Escola Técnica Superior d' Enginyers de Camins Canals i Ports de Barcelona. Barcelona/Espanha. 2000.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. **Kinetics of Sequential Nitrification and Denitrification Processes.** Enzyme Microb. Technol, n.27, p.37-42. 2000.

ENRICH-PRAST, A. Caminhos do Nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. p.209. In: Roland, F; Cesar D. ; Marinho, M. **Lições de Limnologia.** 532p. 2005.

ESTEVES. F. de A. **Fundamentos de limnologia.** 2ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FENCHEL, T.; KING, G. M.; BLACKBURN, T.H. **Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling.** 2ed. Academic Press. 307p.1998.

FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. **Metaemoglobinemia e Nitrato nas Águas.** Revista Saúde pública. São Paulo. n.15, p.242-248. 1981.

GALLOWAY, J.N; TOWNSEND, A.R; ERISMAN, J.W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z.; FRENEY, J.R.; MARTINELLI, L.A.; SEITZINGER, S.P.; SUTTON, M.A. **Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions.** Science, n.320. 2008.

GARBOSSA, L.H.P. **Desenvolvimento e Avaliação de Sistema de Leito Fixo – Reator Misto Radial Seguido de Reator Anóxico Horizontal – para Remoção de Matéria Orgânica e de Nitrogênio de Esgoto Sanitário.** 125p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos. 2003.

GASCH, J. C. **Desenvolupament d'un Procés d'Eliminació de Nitrats de Baix Cost.** Projecte o Tesina d' Especialitat. Escola Técnica Superior d' Enginyers de Camins Canals i Ports de Barcelona. Barcelona/Espanha. 90p. 2001.

GIBERT, O.; POMIERNY, S.; ROWE, I.; KALIN, R. M. **Selection of Organic Substrates as Potential Reactive Materials for Use in a Denitrification Permeable Reactive Barrier (PRB).** Bioresource Technology, n.99, p.7587-7596. 2008.



GLASSER, W.G.; SARKANEN, S. **Lignin, Properties and Materials**. American Chemical Society. Washington.1989.

GULIS, G.; MONIKA, C.; CERHANW J.R. **An Ecologic Study of Nitrate in Municipal Drinking Water and Cancer Incidence in Trnava District, Slovakia**. Environmental Research, n.88, p.82-87. 2002.

HAIDER, K.; TROJANOWSKI, J; SUNDMAN, V. **Screening for Lignin Degrading Bacteria by Means of <sup>14</sup>C-Labelled Lignins**. Arch.Microbiol, n.119, p.103-106.1978.

HASSETT, D.J.; MA, J.F.; ELKINS, J.G.; MCDERMOTT, T.R.; OCHSNER, U.A.; WEST, S.E. **Quorum Sensing in Pseudomonas Aeruginosa Controls Expression of Catalase and Superoxide Dismutase Genes and Mediates Biofilm Susceptibility to Hydrogen Peroxide**. Mol Microbiol, n.34, p.1082-1093.1999.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. C.; ARVIN, E. **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Process**. Springer Verlag, 2ed, Lyngbi, Alemanha, 383p. 1997.

INCA. Instituto Nacional de Câncer. Ministério da Saúde. Disponível em: [http://www.inca.gov.br/conteudo\\_view.asp?id=329](http://www.inca.gov.br/conteudo_view.asp?id=329). Acesso em 20 de Fevereiro de 2011.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos** – 5ed. Rio de Janeiro. ABES, 940p. 2009.

KARANASIOS, K.A.; VASILIADOU, I.A; PAVLOU, S.; VAYENAS, D.V. **Hydrogenotrophic Denitrification of Potable Water: A Review**. Journal of Hazardous Materials, n.180, p.20-37. 2010.

LEE, D.; LEE, I.; CHOI, Y.; BAE, J. **Effects of External Carbon Source and Empty Bed Contact Time on Simultaneous Heterotrophic and Sulfur-Utilizing Autotrophic Denitrification**. Process Biochemistry, n.36, p.1215-1224. 2001.

MARTINS, C. R.; PEREIRA, P. A. P.; LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. **Ciclos globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: A Importância na Química da Atmosfera**. n.5, p.65. 2003.

MATEJU, V.; CIZINSKA, S.; KREJEI, J.; JANOCH, T. **Biological Water Denitrification: A review**. Enzyme Microb. Technol. n.14, p.170–183. 1992.

ODIER, E.; JANIN G.; MONTIES, B. **Poplar Lignin Decomposition by Gram Negative Aerobic Bacteria**. Applied and Environmental Microbiology, v. 41, n.2, p.337-341. 1981.

ODUM, E.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5ed. São Paulo. 2008.

OVEZ, B. **Batch Biological Denitrification Using *Arundo Donax*, *Glycyrrhiza Glabra*, and *Gracilaria Verrucosa* as Carbon Source**. Process Biochemistry, n.41, p.1289-1295. 2006.

PARK, J. Y.; YOO, Y. J. **Biological Nitrate Removal in Industrial Wastewater Treatment: Which Electron Donor we Can Choose**. Appl Microbiol Biotechnol, n.82, p.415-429. 2009.

PUNNAPAYAK, H.; PRASONGSUK, S.; MESSNER, K.; DANMEK, K.; LOTRAKUL, P. **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Pahs) Degradation By Laccase from a Tropical White Rot Fungus *Ganoderma Lucidum***. African Journal of Biotechnology, n.8, p.5897-5900. 2009.

RODIER, J. **Analises de las Aguas. Aguas naturales, Aguas Residuales y Aguas del Mar**. Barcelona, Omega S.A.1981.

SANTOS, M. S. **Propriedades Térmicas e Mecânicas de Materiais Reciclados a Base de PET Pós Consumo e Cargas de Coco**. Instituto de Macromoléculas. UFRJ. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, L.C.F. **Utilização de Resíduo Lignocelulósico na Obtenção de Chapa de Madeira Aglomerada Homogênea e Compósito Reforçado com Fibra de Vidro-E**. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2008.

SMÍSEK, M.; CERNY, S. **Active Carbon: Manufacture, Properties and Applications**. New York: Elsevier. 1970.

TIEDJE, J.M. **Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium**. In: ZEHNDER, A.J.B. Biology of Anaerobic Microorganisms. New York, John Wiley & Sons. p.179-245. 1988.

TORRE, J.A.C. **Fangos Activos**. (Eliminación Biológica de Nutrientes). Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Rugarte: Madrid/Espanha. 2ed. 2004.

VALDERRAMA, J. **The Simultaneous Analysis Of Total Nitrogen and Total Phosphorus in Natural Waters**. Marine Chemistry, p.109-122. 1981.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado - Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. Editora Epgraf. Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande. 448p. 1999.

VOLOKITA, M.; BELKIN, S.; ABELIOVICH, A.; SOARES, M. **Biological Denitrification of Drinking Water Using Newspaper**. Water Research, p. 965-971, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. (Lodos Ativados). Belo Horizonte: DESA/UFMG, v.4, 2ed., 428p. 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. (Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos). Belo Horizonte: DESA/UFMG, v.2, 6ed., 211p. 2006.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O. de; JÚNIOR, I.V.; FLORÊNCIO, L. **Impacto dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água**. In: BASTOS, F.S.; VON SPERLING, M. (Coordenadores). Nutrientes de Esgoto Sanitário: Utilização e Remoção. Rio de Janeiro. ABES, 2009.

WASIK, E.; BOHDZIEWICZ, J.; BLASZCZYK, M. **Removal of Nitrates from Ground Water by a Hybrid Process of Biological Denitrification and Microfiltration Membrane.** Process Biochemistry, n.37, p.57-64. 2001.

WEHRMANN, H. A. **Potential Nitrate Contamination of Groundwater in the Roscoe Area, Winnebago County, Linois.** State Water Survey Division. Linois Department of Energy and Natural Resources. 1983.

WINTON, E.F.; TARDIFF R.G.; MCCABE L.J. **Nitrate in Drinking Water.** Journal American Water Works Association, n.63, p.95-98. 1971.

XUMING, W.; JIANLONG, W. **Removal of Nitrate from Groundwater by Heterotrophic Denitrification Using the Solid Carbon Source.** Science in China Series B: Chemistry, v.52, n.2. 2009.

ZIMMERMANN, W. **Biodegradation of Lignin.** Journal of Biotechnology, v.13, p.119-130. 1990.

YANG, C. Y.; CHIU, H. F.; CHIU, J.F.; CHENG, M.F.; KAO,W.Y. **Gastric Cancer Mortality and Drinking Water Qualities in Taiwan.** Archives of Environmental Contamination and Toxicology. n.33, p.336–340. 1997.

## 8 ANEXOS

Anexo 1 - Tabela 9: Valores médios, medianos, mínimos, máximos, desvio padrão e número de dados para cada parâmetro na Fase 1 e Fase 2

Parâmetro	N	CÂMARA-C1 (Fase 1)		CÂMARA-C2 (Fase 2)	
		Ponto E	Ponto S1	Ponto E	Ponto S2
		Média-Mediana	Média-Mediana	Média-Mediana	Média-Mediana
		Mín-Máx-DP	Mín-Máx-DP	Mín-Máx-DP	Mín-Máx-DP
Temperatura (°C)	20	27,49-27,55	26,39-26,35	25,73-25,55	25,39-25,10
		24,60-29,80-1,16	24,30-28,40-1,20	24,00-28,60-1,41	24,10-27,50-1,05
pH	20	5,55-5,51	6,66-6,65	5,53-5,48	6,86-6,79
		4,79-6,38-0,34	5,95-7,35-0,29	5,20-6,31-0,26	6,09-7,85-0,43
Turbidez (uT)	20	0,46-0,45	3,73 -0,91	0,42-0,41	2,76 -0,72
		0,16-0,86-0,17	0,28-12,60-4,53	0,15-0,67-0,15	0,12-17,30-4,31
Cor aparente (uH)	20	0-0	3,67-0,49	0-0	4,69-0
		0-0-0	0,00-47,00-10,10	0-0-0	0-55-12,55
Nitrato (mg/l)	20	8,65-8,33	3,59-3,66	11,04-10,83	4,97-4,57
		7,85-10,35-0,77	0,10-8,04-2,58	9,58-12,45-0,94	0-9,81-3,25
Nitrito (mg/l)	20	0,0008-0,0003	0,009-0,004	0,005-0,004	0,021-0,020
		0-0,006-0,001	0,0003-0,05-0,01	0-0,016-0,004	0,007-0,065-0,01
DQO <sub>Total</sub> (mg/l)	19	7,92-7,87	23,30-22,40	8,28-7,14	28,48-25,92
		1,82-15,79-4,07	7,66-47,37-10,52	0-18,65-5,45	7,19-71,42-16,87
DQO <sub>Filtrada</sub> (mg/l)	13*	-----	10,45-11,50	-----	13,00-11,02
	19**	-----	3,80-15,90-4,13	-----	3,54-43,65-10,08
Sólidos Suspensos Totais (mg/l)	15**	-----	-----	1,80-2,00	9,18-8,00
		-----	-----	1,00-3,00-0,77	5,00-17,00-3,84
Sabor	20	-----	-----	-----	-----
Odor	20	-----	-----	-----	-----
Oxigênio dissolvido (mg/l)	4*	5,18-5,13	0,66-0,51	3,90-3,76	0,64-0,63
	16**	4,95-5,51-0,24	0,41-1,21-0,37	3,01-5,05-0,50	0,47-0,99-0,15
Salinidade (‰)	4	0-0	0-0	0-0	0-0
		0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0
Condutividade elétrica (µS/cm)	4	139,78-137,10	126,23-123,75	147,17-146,95	136,67-128,40
		134,20-150,70-12,53	114,80-142,60-12,52	134,20-160,60-11,20	123,10-154,80-14,31
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/l)	4	65,75-66,10	60,40-59,00	78,40-78,20	70,17-71,30
		60,10-70,70-4,76	56,70-66,90-4,75	70,70-86,50-7,63	58,10-80-10,47
Dureza Total (mg/l)	4	39,50-40,00	34,00-33,00	42,50-41,00	45,75-44,00
		42,00-36,00-2,51	26,00-44,00-7,83	36,00-52,00-6,80	37,00-58,00-8,80

Parâmetro	N	CÂMARA-C1 (Fase 1)		CÂMARA-C2 (Fase 2)	
		Ponto E	Ponto S1	Ponto E2	Ponto S2
		Média-Mediana	Média-Mediana	Média-Mediana	Média-Mediana
		Mín-Máx-DP	Mín-Máx-DP	Mín-Máx-DP	Mín-Máx-DP
Amônia (mg/l)	4	0,14-0,14 0-0,28-0,16	0,49-0,56 0,28-0,56-0,14	0,14-0,14 0-0,28-0,16	0,70-0,70 0,56-0,84-0,16
Fósforo Total (mg/l)	4	0-0 0-0,01-0	0,04-0,04 0,01-0,09-0,04	0,021-0,021 0,012-0,033-0,00	0,06-0,03 0,03-0,15-0,06
Cálcio (mg/l)	4	1,89-1,73 1,63-2,45-0,38	1,78-1,53 1,22-2,86-0,77	1,93-1,83 1,63-2,45-0,39	1,83-1,53 1,43-2,85-0,68
Magnésio (mg/l)	4	3,46-3,37 3,37-3,73-0,18	3,10-3,01 4,22-2,17-0,89	3,98-4,11 3,37-4,34-0,42	2,73-3,01 1,32-3,61-1,02
Sódio (mg/l)	4	16,75-16,55 16,00-17,90-0,92	17,28-17,20 16,50-18,20-0,70	17,22-16,70 16,00-19,50-1,65	20,80-19,40 18,30-26,10-3,57
Potássio (mg/l)	4	2,28-2,30 2,10-2,40-0,15	2,65-2,30 2,10-3,90-0,83	2,32-2,30 2,20-2,50-0,13	3,55-2,90 2,70-5,70-1,43
Carbonato (mg/l)	4	7,80-7,20 6,00-10,80-2,29	22,20-22,20 18,00-26,40-4,84	9,90-10,20 7,20-12,00-2,04	19,95-20,70 10,80-27,60-6,95
Bicarbonato (mg/l)	4	15,86-14,64 12,20-21,96-4,67	45,14-45,14 36,60-53,68-9,86	20,13-20,74 14,64-24,40-4,17	40,56-42,09 21,96-56,1-14,13
Sulfato (mg/l)	4	1,99-0,31 0-7,34-3,57	5,89-0,72 0-22,10-10,83	0-0 0-0-0	2,26-1,22 0-6,61-3,11
Cloreto (mg/l)	4	19,42-18,94 18,43-21,35-1,31	18,90-18,43 17,40-21,35-1,75	20,77-20,31 18,94-23,54-2,07	22,11-21,70 19,45-25,59-2,64
Ferro (mg/l)	4	0,06-0,04 0,03-0,16-0,06	0,06-0,05 0,02-0,10-0,03	0,12-0,11 0,02-0,25-0,09	0,25-0,22 0,08-0,50-0,17
Zinco (mg/l)	4	0,05-0,04 0,02-0,10-0,03	0,02-0,02 0,01-0,03-0	0,05-0,06 0,02-0,08-0,02	0,03-0,03 0,025-0,035-0
Manganês (mg/l)	4	0,01-0,01 0-0,2-0	0,02-0,01 0,01-0,05-0,02	0,01-0,01 0-0,2-0	0,006-0,05 0-0,015-0
Alumínio (mg/l)	4	0-0 0-0-0	0-0 0-0-0	0,1-0,1 0-0,2-0,08	0,12-0,15 0-0,2-0,08
Alcalinidade Total (mg/l)	4	13,00-12,00 10,00-18,00-3,82	37,00-37,00 30,00-44,00-8,08	16,50-17,00 12,00-20,00-3,41	33,25-34,50 18,0-46,0-11,58
Carbono Inorgânico Total (mg/l)	4	-----	-----	1,92-1,93 1,57-2,25-0,33	4,54-4,11 3,72-6,25-1,15
Carbono Orgânico Total (mg/l)	4	-----	-----	0,62-0,50 0,31-1,17-0,38	1,01-1,00 0,79-1,26-0,22
<i>E-coli</i> (NMP/100mL)	4	0-0 0-0-0	0-0 0-0-0	0-0 0-0-0	0-0 0-0-0

\* Número de dados obtidos para a Fase 1; \*\*Número de dados obtidos para a Fase 2