



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRAULICA E AMBIENTAL
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL – SANEAMENTO
AMBIENTAL

JOSÉ GILMAR DA SILVA DO NASCIMENTO

AVALIAÇÃO DE RAMPAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL COMO
PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO

FORTALEZA
2012

JOSÉ GILMAR DA SILVA DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO DE RAMPAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL COMO
PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti

FORTALEZA
2012

JOSÉ GILMAR DA SILVA DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO DE RAMPAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL COMO
PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil – Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Dissertação defendida e aprovada em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (orientador)
Universidade Federal do Ceará-UFC

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (membro interno)
Universidade Federal do Ceará-UFC

Prof. Dr. Mário Takayuki Kato (membro externo)
Universidade Federal do Pernambuco-UFPE

Prof. Dr. Alexandre Colzi Lopes (membro externo - CAPES)
Universidade Federal do Ceará-UFC

“Há uma teoria que diz que se um dia alguém descobrir exatamente qual é o propósito do Universo e por que ele está aqui, ele desaparecerá instantaneamente e será substituído por algo ainda mais bizarro e inexplicável”.

“Há outra teoria que diz que isso já aconteceu.”

Douglas Adams – O guia do Mochileiro das Galáxias

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a DEUS, por me guiar, durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao prof. Ronaldo Stefanutti pela orientação e amizade.

Ao prof. Suetônio Mota, pela ajuda sempre constante nos trabalhos realizados em Aquiraz.

Ao prof. André Bezerra, por seus bons conselhos nos momentos oportunos.

Ao prof. Mário Takayuki Kato, pela disponibilidade de analisar e sugerir modificações para melhorar o trabalho.

A Germana Paiva Pessoa por ser uma amiga tão constante em minha vida.

Ao grande amigo Antônio Lima Farias Filho, amigos desde a fila da primeira matrícula na graduação. Lá se vão “décadas”.

A Ana Cristina Bastos por seu apoio incondicional nas análises.

Ao amigo Alexandre Colzi Lopes, pelas conversas memoráveis sobre reatores e modelagem de sistemas.

A Mayara Carantino, por suas contribuições incomensuráveis para este trabalho.

Aos bolsistas, Lucas Falcão, Mateus Bezerra, Pedro Igor e Michel Douglas por acreditar nesse projeto e por sua ajuda nos trabalhos de laboratório.

Aos companheiros de trabalho e convivência no laboratório, Márcia Rodrigues, Paulo Igor, Anna Patrícia (Annamox), Raquel Studart, Carla Jamile, Vivian Parente, Carlos Braúna, Rafahel Fontenele (Rafinha), Victor Cohkene.

Aos queridos amigos de turma do mestrado em saneamento, Patrícia Marques, Karina Chaves, Laíz Hérída, Ataciso Mota, Ticiania Fontoura, Geísa Vieira, Edlene Sales, Geraldo Basílio.

Aos professores do DEHA.

A FUNCAP pela bolsa de estudos concedida e por ajuda de projeto.

A CAGECE pelo suporte financeiro e técnico.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o uso de Rampas de escoamento superficial como pós-tratamento de esgotos sanitários. A disposição no solo há muitos anos mostra-se como opção para tratamento e pós-tratamento de efluentes domésticos, sendo que a recusa por grande parte da população reside da ignorância e da falta de informações adequadas quanto às formas de reúso que podem ser oferecidas. O escoamento superficial mostra-se simples quanto à construção e operação, bem como a produção vegetal obtida com esse tipo de sistema. Para este trabalho foi utilizada a grama Tifton 85 (*Cynodon sp*), pois possui grande adaptação a condições de altas concentrações de nutriente e umidade, mostrando-se como opção viável para cultivo em rampas de escoamento superficial. O experimento foi realizado no Centro de Reúso da CAGECE localizado na Estação de Tratamento de Efluentes da cidade de Aquiraz, Ceará. Foram construídas três rampas de escoamento superficial com inclinações diferentes, 2%, 4% e 6% com 30 metros de comprimento e 10 metros adicionais na rampa de 6% de inclinação. O líquido aplicado nas rampas era esgoto sanitário tratado, proveniente de lagoa de maturação. As taxas de aplicação de esgoto testadas foram 0,2 m³/m.h, 0,3 m³/m.h e 0,4 m³/m.h. Avaliou-se a capacidade do sistema em remover nutrientes, nitrogênio e fósforo, bem como matéria orgânica. Com a realização de análises quantitativas foi possível determinar qual inclinação permitia maior remoção e em qual vazão de operação. Para taxas de 0,2 m³/m.h, 0,3 m³/m.h a rampa com 2% de inclinação alcançou 57,65% e 57,11% de remoção de matéria orgânica respectivamente. Em termos de remoção de nitrogênio total, a rampa de 6% de inclinação alcançou maiores índices de remoção chegando a de 57,5%. O desempenho na remoção de fósforo foi baixo chegando a no máximo 33,86% de remoção. O sistema também apresentou remoções significativas de microalgas, avaliados em termos de clorofila-a com valores máximos de 52,44%. Em todos os aspectos analisados, o sistema melhorou a qualidade final do efluente, mostrando-se como alternativa, com técnica simples e barata compatível com a realidade econômica do nordeste brasileiro.

PALAVRAS-CHAVE: Rampas de escoamento, remoção de nutrientes, remoção de matéria orgânica, remoção de microalgas.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the use of overland-flow system as a method of wastewater post-treatment. The disposition of wastewater in soil has been considered for a long time as an alternative for effluents treatment and post-treatment. However, much of the population is not receptive to this method either due to ignorance or due to a lack of adequate information on the ways of the effluent reuse that can be possible by this technique. The overland-flow system has simple construction and operation, as well as the crop production obtained with this type of technique. For this work, it was used the grass Tifton 85 (*Cynodon sp*) because it has great adaptability to conditions of high concentrations of nutrients and moisture, showing up as a viable option for cultivation on overland-flow system. Experiments were conducted at Centro de Reuso, located in the Wastewater Treatment Plant of Aquiraz, Ceará. Three ramps runoff were constructed with different slopes, 2%, 4% and 6% with 30 meters long and 10 meters further on the ramp of 6% inclination. Treated wastewater from maturation ponds was applied in the overland-flow system. The application rates tested were 0,2m³/m.h, 0,3 m³/m.h and 0,4 m³/m.h. It was evaluated the system's ability to remove nutrients, nitrogen and phosphorus as well as organic matter. By the quantitative analysis, it was possible to determine which inclination allowed a greater removal and which flow ratio. For rates of 0,2m³/m.h and 0,3 m³/m.h, the ramp with 2% inclination reached 57.65% and 57.11% removal of organic matter respectively. In terms of total nitrogen removal, the ramp with 6% inclination showed higher removal rates reaching 57.5%. The phosphorus removal performance was low reaching a maximum of 33.86% removal. The system also showed significant removals of microalgae, which was measured by chlorophyll-a rates with maximum values of 52.44%. In all of the aspects evaluated, the system improved the quality of the final effluent, showing up as a simple and inexpensive technique compatible with the economic reality of the Brazilian northeast.

KEYWORDS: Ramps runoff, nutrients removal, organic matter removal, microalgae removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mecanismos de funcionamento de lagoa anaeróbia	20
Figura 2 - Mecanismos de funcionamento de lagoa facultativa	21
Figura 3 - Mecanismos de funcionamento de lagoa de maturação.....	22
Figura 4 - Possíveis efeitos diretos e indiretos da matéria orgânica no solo	31
Figura 5 - Origem do nitrogênio disponível no solo	32
Figura 6 - Fatores ambientais que influenciam a nitrificação/desnitrificação.....	33
Figura 7 - Principais frações e transformações do Fósforo no solo	34
Figura 8 - Estrutura molecular da clorofila-a	35
Figura 9 - Imagem de satélite da Estação de Tratamento de Esgoto da Cagece, destacando as Lagoas de Estabilização e a área experimental, Aquiraz, Ceará	36
Figura 10 - Fluxograma de delineamento da pesquisa.	38
Figura 11 - <i>Lay-out</i> da área experimental das rampas de escoamento superficial. Localizada na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011.....	40
Figura 12 - Etapa de preparação da área das rampas, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2010.....	41
Figura 13 - Etapa de construção das rampas, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2010.....	41
Figura 14 – Rampas de escoamento, finalizadas e sem vegetação, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2010.....	42
Figura 15 - Etapa de planificação das rampas. Localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2010.....	43
Figura 16 - Etapa de plantio das mudas de Tifton 85(<i>Cynodon sp</i>). Rampas localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2010	44
Figura 17 - Rampas de escoamento em operação e com vegetação, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2011	44
Figura 18 - Sonda multiparametrica utilizada no experimento. Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011	45
Figura 19 - Reservatórios de efluente e casa de bombas, localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011	47
Figura 20 - Precipitação durante o período de pesquisa. Ceará, 2011.....	48
Figura 21 - Variação de temperatura durante o período de pesquisa. Ceará, 2011	49

Figura 22 - Hidrômetros usados para medição de vazão. Localizados na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011	50
Figura 23 - Sistema de distribuição do efluente. Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011	51
Figura 24 - Pontos de coleta das amostras. Rampas localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011	52
Figura 25 – Poço de coleta utilizado para coleta da amostra. Localizada na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011.....	53
Figura 26 - Valores de pH para as taxas de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$	56
Figura 27 - Valores de pH para as taxas de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$	57
Figura 28 - Valores de pH para as taxas de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$	57
Figura 29 - Valores de O.D. para as taxas de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$	58
Figura 30 - Valores de O.D. para as taxas de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$	59
Figura 31 - Valores de O.D. para as taxas de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$	59
Figura 32 - Variação da temperatura do filme líquido, para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$.	60
Figura 33 - Variação da temperatura do filme líquido, para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$.	61
Figura 34 - Variação da temperatura do filme líquido, para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$.	61
Figura 35 - A variação na concentração de DQO ao longo do escoamento para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$	63
Figura 36 - A variação na concentração de DQO ao longo do escoamento para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$	63
Figura 37 - A variação na concentração de DQO ao longo do escoamento para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$	64
Figura 38 - Bloxplot com os valores de DQO para todas as taxas aplicadas	65
Figura 39 - A variação na concentração de amônia para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$	66
Figura 40- A variação na concentração de amônia para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$	67
Figura 41 - A variação na concentração de amônia para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$	67
Figura 42 - Bloxplot com os valores de amônia para todas as taxas aplicadas	68
Figura 43- Variação da alcalinidade, para a taxa de aplicação $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$	69
Figura 44 - Variação da alcalinidade, para a taxa de aplicação $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$	70
Figura 45 - Variação da alcalinidade, para a taxa de aplicação $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$	70
Figura 46 - A variação na concentração de NTK, para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h.}$	72
Figura 47 - A variação na concentração de NTK, para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h.}$	72
Figura 48 - A variação na concentração de NTK, para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h.}$	73

Figura 49 - Bloxplot com os valores de NTK para todas as taxas aplicadas.....	74
Figura 50 - A variação na concentração de nitrato para taxa de aplicação de 0,2m ³ /m.h.....	75
Figura 51 - A variação na concentração de nitrato para taxa de aplicação de 0,3m ³ /m.h.....	76
Figura 52 - A variação na concentração de nitrato para taxa de aplicação de 0,4m ³ /m.h.....	76
Figura 53 - Bloxplot com os valores de nitrato para todas as taxas aplicadas	77
Figura 54 - A variação na concentração de nitrito para taxa de aplicação de 0,2m ³ /m.h.....	78
Figura 55 - A variação na concentração de nitrito para taxa de aplicação de 0,3m ³ /m.h.....	79
Figura 56 - A variação na concentração de nitrito para taxa de aplicação de 0,4m ³ /m.h.....	79
Figura 57 - Bloxplot com os valores de nitrito para todas as taxas aplicadas	80
Figura 58 - Gráficos com os balanços de massa para as diferentes taxas de aplicações utilizadas.....	83
Figura 59 - A variação na concentração de Fósforo total para taxa de aplicação de 0,2m ³ /m.h	85
Figura 60 - A variação na concentração de Fósforo total para taxa de aplicação de 0,3m ³ /m.h	86
Figura 61 - A variação na concentração de Fósforo total para taxa de aplicação de 0,4m ³ /m.h	86
Figura 62 - Bloxplot com os valores de remoção de fósforo total para todas as taxas aplicadas	87
Figura 63 - Bloxplot com os valores de remoção de clorofila-a para todas as taxas aplicadas	89
Figura 64 - Aspecto do efluente ao longo do escoamento. Para rampa de 6% de inclinação. Ceará 2011	90
Figura 65 - Curvas de ajuste do modelo de dimensionamento. Taxa 0,2m ³ /m.h.....	96
Figura 66 - Curvas de ajuste do modelo de dimensionamento. Taxa 0,3m ³ /m.h.....	97
Figura 67 - Curvas de ajuste do modelo de dimensionamento. Taxa 0,4m ³ /m.h.....	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores máximos exigidos para a reutilização de efluentes de origem doméstica em atividades agrônômicas.....	23
Tabela 2 - Valores máximos para lançamento de efluentes em corpos receptores.	24
Tabela 3 - Resumo dos diferentes tipos de sistemas de disposição no solo.	26
Tabela 4 - Valores dos parâmetros empíricos para dimensionamento do sistema de escoamento superficial	29
Tabela 5 – Dimensões das Lagoas de Estabilização que compõem a Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará.....	37
Tabela 6 – Caracterização das rampas de escoamento localizada na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará.....	39
Tabela 7 – Metodologia e equipamentos utilizados para analisar as amostras	46
Tabela 8 - Caracterização do esgoto tratado da cidade de Aquiraz. Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2010.....	55
Tabela 9 - Valores de entrada e saída utilizados no cálculo do balanço de massa. Taxa de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$	82
Tabela 10 - Valores de entrada e saída utilizados no cálculo do balanço de massa. Taxa de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$	82
Tabela 11 - Valores de entrada e saída utilizados no cálculo do balanço de massa. Taxa de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$	82
Tabela 12- Valores de remoção de clorofila-a para todas as taxas de aplicação.....	88
Tabela 13 - Valores de remoção para rampa de 2% de inclinação, para todas as vazões testadas	91
Tabela 14 - Valores de remoção para rampa de 4% de inclinação, para todas as vazões testadas	92
Tabela 15 - Valores de remoção para rampa de 6% de inclinação e efeito dos 10 metros adicionais de rampa. Para todas as vazões testadas.....	93
Tabela 16 - Valores do coeficiente de ajuste para vazão $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$	96
Tabela 17 - Valores teóricos calculados pela equação de dimensionamento. Taxa $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$	96
Tabela 18 - Valores do coeficiente de ajuste para vazão $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$	97
Tabela 19 - Valores teóricos calculados pela equação de dimensionamento. Taxa $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$	97
Tabela 20 - Valores do coeficiente de ajuste para vazão $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$	98

Tabela 21 - Valores teóricos calculados pela equação de dimensionamento. Taxa $0,4\text{m}^3/\text{m.h}99$

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Carga hidráulica.....	27
Equação 2 - Taxa de aplicação superficial	27
Equação 3 - Modelagem matemática para o dimensionamento de sistemas de escoamento superficial	28
Equação 4 - Equação de dimensionamento modificada	29
Equação 5 – Taxa de carregamento orgânico em sistemas de escoamento superficial.....	29
Equação 6 - Equação da continuidade	30
Equação 7 - Equação de balanço de massa simplificado.....	30
Equação 8- Cálculo da vazão requerida	49
Equação 9 - Equação de dimensionamento, modificada para DQO.....	95

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AF	Afluente
EF	Efluente
AT	Alcalinidade total
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
TCO	Taxa de carregamento orgânico
DEHA	Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental
DQO	Demanda química de oxigênio
LABOSAN	Laboratório de Saneamento
pH	Potencial hidrogeniônico
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFC	Universidade Federal do Ceará
USEPA	UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
ETE	Estação de tratamento de efluentes
PVC	Policloreto de vinila
PFR	Plug flow reactor (Reator de fluxo empistonado)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE TABELAS.....	11
LISTA DE EQUAÇÕES	12
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	13
1 INTRODUÇÃO.....	16
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 OBJETIVO GERAL.....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
3.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	19
3.1.1 Lagoa de estabilização anaeróbia	20
3.1.2 Lagoa de estabilização facultativa.....	21
3.1.3 Lagoa de maturação	22
3.2 UTILIZAÇÃO DE ESGOTOS TRATADOS NA AGRICULTURA.....	23
3.2.1 Disposição de efluentes no solo	25
3.3 SISTEMAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	27
3.3.1 Dimensionamento do sistema de escoamento superficial	28
3.3.2 Balanço de massa	30
3.3.4 Remoção de nitrogênio e fósforo presentes em esgotos.....	32
3.3.5 Remoção clorofila-a.....	34
4 METODOLOGIA.....	36
4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO.....	36
4.2 DELINEAMENTOS DA PESQUISA.....	37
4.3 CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA DE RAMPAS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	39
4.4 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DA LAGOA DE MATURAÇÃO	45
4.5 FREQUÊNCIA DE APLICAÇÃO, TEMPO DE APLICAÇÃO DE ESGOTO, CONDIÇÕES OPERACIONAIS	47
4.6 SISTEMA DE DISTRIBUIÇÃO DE ESGOTO E COLETA.....	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
5.1 VARIAÇÕES DE PH.....	56
5.2 OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	58
5.3 VARIAÇÃO DE TEMPERATURA	60

5.4	REMOÇÃO DE DQO PARA AS DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO.....	62
5.5	REMOÇÃO DE AMÔNIA PARA AS DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO	65
5.6	REMOÇÃO DE NTK PARA AS DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO	71
5.7	VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NITRATO PARA AS DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO	74
5.8	NITRITO	77
5.9	BALANÇO DE MASSA PARA A SÉRIE DE NITROGÊNIO.....	81
5.10	REMOÇÃO DE FÓSFORO	84
5.11	REMOÇÃO DE CLOROFILA-A	88
5.12	VALORES DE DESEMPENHO PARA CADA INCLINAÇÃO DE RAMPA.....	90
5.13	MODELO DE DIMENSIONAMENTO, USANDO PADRÕES DE MODELAGEM DE SMITH; SCHROEDER (1985) E VALORES DA USEPA (1981).	95
6	CONCLUSÕES.....	100
7	RECOMENDAÇÕES	101
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	102

1 INTRODUÇÃO

Com os crescentes avanços tecnológicos a humanidade nunca necessitou tanto de um recurso natural como a água. A explosão demográfica observada nos últimos anos, combinada ao mau gerenciamento da água, tem provocado diminuição da disponibilidade hídrica para diversas atividades desenvolvidas pelo homem. Não obstante, junto a esse crescimento por demanda de água, em iguais proporções, culminou com a elevação na produção de esgotos domésticos, tendo como consequência o aumento do lançamento de esgotos domésticos, na maioria das vezes *in natura*, nos corpos hídricos.

O reflexo imediato dessa ingerência dos efluentes produzidos pode ser observado nos corpos hídricos, uma vez que os impactos causados pelo lançamento de efluentes ricos em nutrientes (nitrogênio e fósforo) e matéria orgânica têm propiciado o processo de eutrofização e desequilíbrio tanto na fauna quanto na flora. Em alguns casos, os níveis de contaminação são tão altos que anulam a capacidade autodepurativa do corpo receptor, o oxigênio dissolvido é rapidamente consumido pelos microrganismos degradadores da matéria orgânica, surgindo outras formas de vida no meio que produzem resíduos metabólicos indesejáveis e por vezes tóxicos (MANCUSO; SANTOS, 2003).

Os resultados do Censo Demográfico do Brasil apontaram para um universo de 5.565 municípios do país, uma população total de 190.732.694 habitantes e uma população urbana de 160.879.708 habitantes (IBGE, 2010). De acordo com o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto (2010) apenas 46,2% dos municípios contam com serviço de coleta de esgoto e o índice de tratamento dos esgotos gerados é de 37,9% (SNIS, 2012). Haja vista a elevada quantidade de pessoas que sofrem as consequências do lançamento inadequado de esgotos brutos ou tratados torna-se urgente a necessidade de ampliar estes níveis de atendimento, de forma a reduzir os problemas ambientais supracitados e os impactos na saúde pública, sobretudo a transmissão de doenças por veiculação hídrica.

Uma alternativa economicamente viável é a utilização de esgotos domésticos tratados na agricultura, pois impede uma possível contaminação dos mananciais, além de promover um melhor desempenho das culturas irrigadas, uma vez que os mesmos são ricos em nitrogênio, nutriente essencial ao metabolismo das plantas.

O Brasil apresenta potencial para a adoção da prática de reúso em irrigação, pois possui grande vocação agrícola e necessita tratar seus efluentes com técnicas de baixo custo (SILVEIRA; SOUSA, 2004). A utilização de efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) na agricultura representa um importante suplemento da água para a irrigação, já que os nutrientes minerais e o conteúdo orgânico presentes nos esgotos reduzem os custos elevados

com fertilizantes (SOUZA, 2006). Vale salientar que o uso de esgoto doméstico tratado na agricultura é uma prática que possibilita o aumento da disponibilidade de água para usos mais nobres, reduzindo o impacto causado pela escassez de água.

O uso de esgoto sanitário tratado em rampas de escoamento é uma alternativa para promover a degradação da matéria orgânica, reduzindo-a para estruturas mais simples. A disposição de esgotos no solo disseminou-se por todo o mundo, juntamente com novas pesquisas que estudam a sua aplicabilidade em conjunto com outros sistemas de tratamento. Isso se deve ao fato de que os sistemas de tratamento de esgotos por disposição no solo apresentam elevada eficiência de remoção de matéria orgânica e nutriente (CORAUCCI FILHO, 1991; CERQUEIRA, 2004, TAEBI; DROSTE, 2008; TONETTI *et al.* 2009).

Portanto, a presente pesquisa teve como principal fundamento buscar uma melhor qualidade do efluente tratado, propiciando a remoção de nutrientes e carga orgânica, de acordo com os padrões de lançamento estabelecidos pela Portaria 430/2011 da Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará – SEMACE e como benefício adicional avaliar a produção de plantas forrageiras tipo Tifton 85 (*Cynodon sp*) usadas em alimentação animal gerando sustentabilidade, ou seja, produzir de forma economicamente viável, ecologicamente correta e socialmente justa.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar o uso de rampas de escoamento como pós-tratamento de esgoto sanitário da cidade de Aquiraz;

2.2 Objetivos Específicos

- Estudar a remoção de nutrientes em rampas de escoamento à superfície usando diferentes taxas de aplicação e diferentes declividades;
- Testar o uso de rampas de escoamento como alternativa para tratamento de efluentes de comunidades isoladas e pequenas populações, desprovidas de energia elétrica.
- Estudar a remoção de microalgas, presentes em efluentes tratados, usando como medida quantitativa a clorofila-a em rampas de escoamento superficial.
- Estudar o modelo de dimensionamento racional, proposto por Smith e Schroeder, e comparar com valores reais obtidos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizado neste trabalho compõe-se o de lagoas de estabilização em série, sendo uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa e duas de maturação. O efluente da última lagoa de maturação foi utilizado neste trabalho.

3.1 Lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são basicamente biorreatores, de águas lânticas, relativamente rasas, construídas para armazenar resíduos específicos, como os domésticos e industriais, e devem resultar na estabilização da matéria orgânica através de processos biológicos (DA SILVA FILHO, 2007).

De acordo com Von sperling (2005), lagoas de estabilização constituem um sistema de tratamento de esgotos bastante indicado para as condições brasileiras, devido aos seguintes aspectos:

- Suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades;
- Clima favorável (temperatura e insolação elevadas);
- Operação simples;
- Necessidade de pouco ou nenhum equipamento.

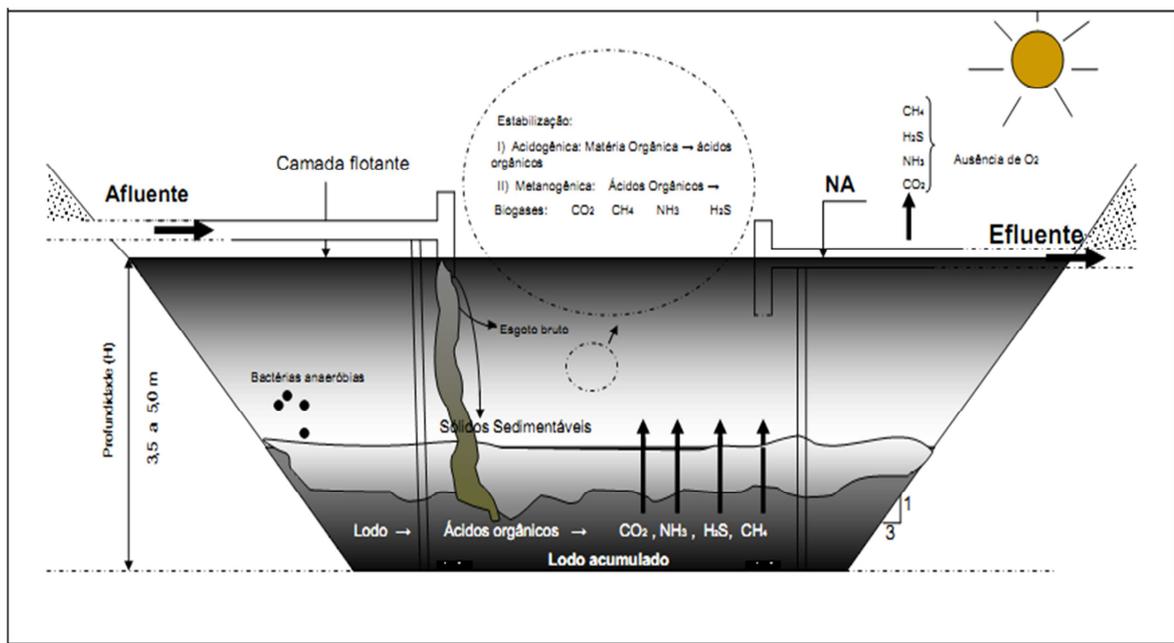
Segundo Andrade neto (1997), pode-se conferir às lagoas de estabilização uma classificação baseada na atividade metabólica predominante, podendo ser: anaeróbias, facultativas e de maturação ou aeróbias. A taxa de aplicação da matéria orgânica, passar a ser a variável essencial, pois determina o regime de operação da lagoa, o TDH (tempo de detenção hidráulica) e subsequentemente suas dimensões e profundidades.

Tsutiya (2001) *apud* souza (2006) recomenda lagoas de estabilização como a tecnologia mais adequada para o tratamento de esgotos visando uso agrícola. No Estado do Ceará, esse tipo de tecnologia é amplamente utilizado, principalmente devido aos custos operacionais baixos e às suas condições climáticas.

3.1.1 Lagoa de estabilização anaeróbia

A principal finalidade das lagoas anaeróbias é a remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), tendo eficiência de remoção na faixa de 50-70% e de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005). A eficiência desse sistema está diretamente atrelada à temperatura, uma vez que a mesma influencia a atividade metabólica dos micro-organismos. Os sólidos, logo após sedimentarem no fundo da lagoa, são digeridos pela ação de bactérias. A redução de DBO somente ocorre após a formação de ácidos produzidos pelos microrganismos acidogênicos, sendo, posteriormente, convertidos em metano, gás carbônico e água pelos microrganismos metanogênicos. Na Figura 1 são detalhados os mecanismos de funcionamento. Neste tipo de lagoa, a redução de coliformes não é significativa, quando comparadas com as facultativas e de maturação (DA SILVA FILHO, 2007).

Figura 1 - Mecanismos de funcionamento de lagoa anaeróbia

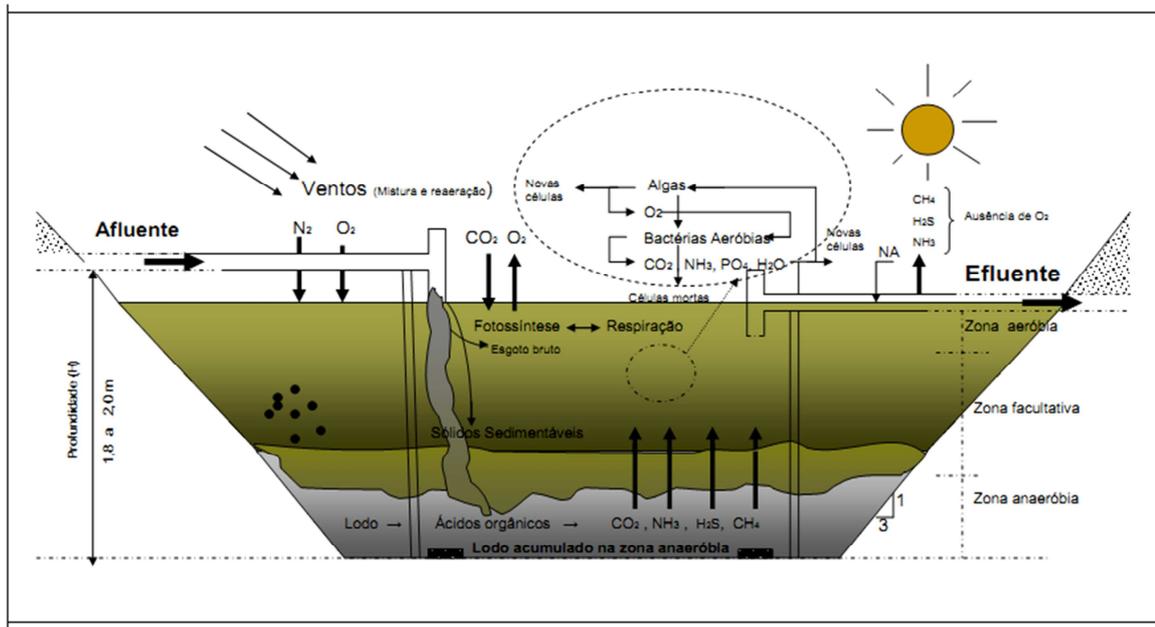


Fonte: Adaptada de (DA SILVA FILHO, 2007)

3.1.2 Lagoa de estabilização facultativa

As lagoas facultativas têm por finalidade principal a remoção de DBO e patógenos. O processo de estabilização da matéria orgânica ocorre em três zonas distintas (VON SPERLING, 2005): zonas aeróbia, facultativa e anaeróbia. A presença de oxigênio nessas lagoas é suprida pelas algas, que produzem, por meio da fotossíntese, oxigênio durante o dia e o consomem durante a noite (DA SILVA FILHO, 2007). Na Figura 2 são detalhados os mecanismos de funcionamento. Na zona fótica, parte superior, a matéria orgânica dissolvida é oxidada pela respiração aeróbia, enquanto na afótica, zona inferior, a matéria orgânica sedimentada é convertida em gás carbônico, água e metano.

Figura 2 - Mecanismos de funcionamento de lagoa facultativa



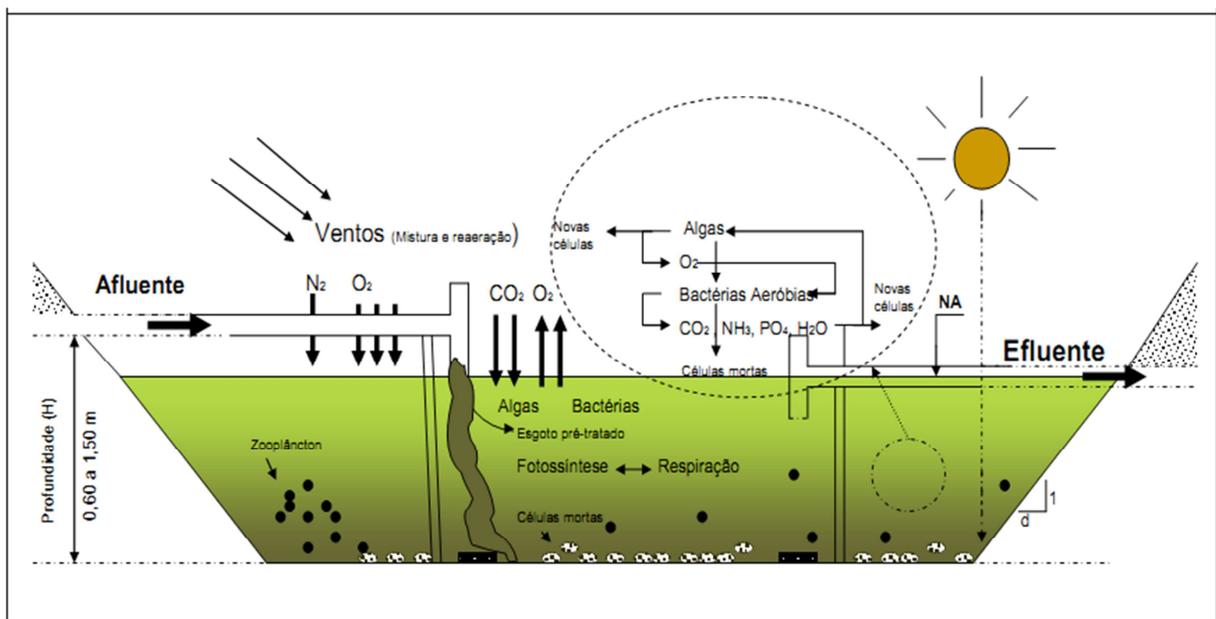
Fonte: Adaptada de (DA SILVA FILHO, 2007)

Nas lagoas facultativas, a presença de algas ocorre nas camadas mais superficiais, reduzindo as concentrações de acordo com o aumento da profundidade, em virtude da baixa incidência de luz e eventual ausência de oxigênio dissolvido (GONÇALVES, 2003).

3.1.3 Lagoa de maturação

Os sistemas de lagoas de maturação possuem como finalidade a remoção de patógenos e nutrientes. Este tipo de tecnologia promove a desinfecção do efluente de lagoas que se encontram a montante. Por serem mais rasas, permite uma maior passagem de raios ultravioleta, o que favorece a ação desses raios sobre os microrganismos presentes em toda a coluna d'água. Os fatores que influenciam o processo de remoção de bactérias, vírus e outros microrganismos presentes em sua massa líquida são: menores profundidades, alta penetração da radiação solar, elevado pH e elevada concentração de oxigênio dissolvido. A eficiência na remoção de patógenos é de 99,99%, para uma série de mais de 3 lagoas (VON SPERLING, 2005). Na Figura 3 é apresentado o mecanismo de funcionamento da lagoa.

Figura 3 - Mecanismos de funcionamento de lagoa de maturação



Fonte: Adaptada de (DA SILVA FILHO, 2007)

Em lagoas de maturação também são observadas concentrações consideráveis de clorofila-a, entretanto, em relação às lagoas facultativas, essas concentrações tendem a serem relativamente menores, pois a incidência de luz em quase toda a massa líquida pode provocar morte dos organismos fotossintetizantes (TORRES *et al.*, 2009).

Em geral, esse tipo de sistema atende os padrões de lançamentos vigentes, porém a qualidade final pode ser melhorada ou gerar oportunidade econômica através da utilização do efluente tratado na agricultura.

3.2 Utilização de esgotos tratados na agricultura

A água, em condições naturais, é renovável através do ciclo hidrológico. As atividades humanas no seu decorrer deterioram a qualidade da água, impedindo seu ciclo natural de renovação. A necessidade de tratamento de efluentes tornou-se uma obrigação dispendiosa. Uma alternativa é o reúso controlado de efluentes, que se pode definir como: o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir a necessidade de outros usos (MANCUSO; SANTOS, 2003).

O reúso na irrigação, portanto, é uma oportunidade de reduzir ou eliminar a descarga de nutrientes nos corpos receptores, visto que se aproveitam os nutrientes do efluente, indesejáveis em excesso nos corpos d'água, para a produção agrícola. Com isso, evita-se a eutrofização, promove-se a ciclagem de nutrientes de maneira adequada e diminui-se a utilização de fertilizantes (GABRIELLI, 2011).

A irrigação com efluente de esgoto tratado deve possibilitar o retorno econômico pelo uso de água e nutrientes na produção de culturas comerciais e por isso o sistema deve ser desenvolvido para promover a absorção de nutrientes pela cultura e aumentar a produção (EPA, 1981).

Entretanto, o efluente deve atender alguns padrões de qualidade. A SEMACE estabelece, em sua Portaria nº 154 de julho de 2002 (CEARÁ, 2002), que a reutilização de efluentes de origem doméstica em atividades agronômicas (irrigação e drenagem, dessedentação de animais e aquicultura) deve obedecer aos limites listados na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores máximos exigidos para a reutilização de efluentes de origem doméstica em atividades agronômicas.

Parâmetro	Valor máximo permitido
Coliformes fecais	< 1000 CF 100 mL ⁻¹
Ovos de helmintos	< 1 ovo L ⁻¹ de amostra
Condutividade elétrica	< 3000 µS cm ⁻¹

Fonte: CEARÁ, 2002

Além destes, esta Portaria estabelece que qualquer fonte poluidora deve enquadrar seus despejos líquidos aos padrões listados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores máximos para lançamento de efluentes em corpos receptores.

Parâmetro	Valor máximo permitido
pH	Entre 5 e 9
Temperatura	Inferior a 40°C, sem exceder 3° de elevação no corpo receptor.
Demanda Química de oxigênio (DQO)	$\leq 200 \text{ mg L}^{-1}$

Fonte: CEARÁ, 2002

De todos os problemas gerados pelo uso acelerado dos recursos hídricos utilizados nenhum se compara ao destino final dos efluentes produzidos pelas atividades humanas. Autores como Mancuso; Santos (2003) e Mota; Aquino; Dos Santos (2007) ressaltam os desafios que precisam ser superados para atender à relação demanda/oferta de água, sobretudo àqueles inerentes a rejeição da comunidade de produtos cuja proveniência seja de reutilização de água.

O reúso não implica simplesmente em usar os efluentes diretamente nas atividades cotidianas. Uma série de normas bem como padrões são necessários para se dispor o efluente. Mancuso; Santos (2003) fazem um apanhado geral das características que o efluente deve possuir para ser reutilizado, classificando o reúso de águas como:

- Reúso indireto: ocorre quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente à jusante, de forma diluída;
- Reúso direto: é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável;
- Reciclagem interna: é o reúso da água internamente às instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

3.2.1 Disposição de efluentes no solo

Atualmente, o tratamento dos esgotos domésticos e industriais por disposição no solo tem se apresentado como uma importante alternativa de tratamento, seja com a função de “polimento” de efluentes (pós-tratamento), seja pela necessidade de reciclagem de recursos hídricos cada vez mais escassos, seja pela possibilidade de obtenção de subprodutos com alimentação animal ou carvão, seja pela importância da recarga do lençol freático e subterrâneo, ou pela adequação da qualidade da massa líquida antes que esta venha atingir os corpos receptores (PAGANINI, 1997).

A aplicação do esgoto doméstico no solo possibilita a remoção dos poluentes por meio de mecanismos de ordem física: sedimentação, filtração, radiação, volatilização e desidratação; química: por meio de reações de oxidação e redução, precipitação, adsorção e troca iônica; e biológica: absorção, biodegradação e predação (SILVEIRA; SOUSA, 2004).

Na Tabela 3 é mostrado um resumo das diferentes formas de disposição de efluentes no solo. O escoamento superficial apresenta benefícios extras em relação às outras técnicas, principalmente pelo aproveitamento da vegetação para alimentação animal.

Tabela 3 - Resumo dos diferentes tipos de sistemas de disposição no solo.

Sistemas de disposição no solo		
Sistema	Vantagens	Desvantagens
Infiltração lenta(irrigação)	Alta eficiência na remoção de DBO e coliformes; Eficiência satisfatória na remoção de N e P; Construção e manutenção simples; Não gera lodo; Fertiliza e condiciona o solo.	Requer muita área; Possibilidade de maus odores; Depende do solo, clima e vegetação; Aplicação deve ser interrompida em períodos chuvosos
Infiltração rápida	Idem para infiltração lenta; Menor área que a infiltração lenta; aplicação o ano todo.	Idem para infiltração lenta
Infiltração sub-superficial	Idem para lenta e rápida; Não gera maus odores; Área acima do solo pode ser usada como parque; Não depende das condições climáticas; Não têm problemas com contaminação de trabalhadores;	Controle da aplicação difícil; Necessita de solos permeáveis; Necessita de unidades separadas(uso e descanso); Gera efluente que necessita de pós-tratamento; Limitado em baixas temperaturas.
Escoamento superficial	Idem para infiltração lenta; A cobertura vegetal pode ser comercializada; Aplicação o ano todo; É apropriado para comunidades rurais e indústrias que geram resíduos orgânicos; Menor dependência das características do solo, em relação a infiltração lenta.	Idem da infiltração lenta(exceto área); Risco de contaminação dos vegetais; Maior dependência da inclinação da rampa; Possível necessidade de pós-tratamento do efluente; Possível contaminação do lençol freático por nitratos; Limitado por baixas temperaturas.

Fonte: Adaptado de (CERQUEIRA, 2004); citando(USEPA, 1981);

3.3 Sistemas de Escoamento Superficial

É uma técnica antiga e bem alicerçada, cuja aplicação no Brasil fica comprometida devido ao preconceito e à falta de informação. A tecnologia usa como mecanismo principal o contato entre efluente e o consórcio solo-planta-micro-organismo. O efluente é disposto na cabeceira de um plano inclinado promovendo o escoamento do efluente (CORAUCCI, 1991). Conforme o líquido escoar, parte da massa líquida evapora, outra infiltra no solo e o produto final é coletado em calhas instaladas no fim da rampa.

A carga hidráulica é fator decisivo para operação do sistema de escoamento superficial, pois aplicações excedentes ao estabelecido no início do projeto podem promover um curto circuito hidráulico no sistema, com formação de zonas mortas ou carreamento excessivo de materiais presentes nas rampas. O cálculo da carga hidráulica é simples e pode ser observado na Equação 1.

Equação 1- Carga hidráulica

$$CH = \frac{q * P}{z}$$

Onde: CH: Carga hidráulica, m³/dia;
 q: Taxa de aplicação, m³/m.h;
 P: Período de aplicação, h/dia;
 z: Comprimento da rampa, m.

A aplicação de águas residuárias doméstica em solos promove rápida modificação nas suas características físicas e químicas (SILVEIRA; SOUSA, 2004). O volume de efluente aplicado por cada metro de cabeceira de rampa por um período de tempo é caracterizado como taxa de aplicação. Este parâmetro operacional é de suma importância uma vez que é diretamente proporcional à carga hidráulica.

Equação 2 - Taxa de aplicação superficial

$$q = \frac{Q}{L_r} (m^3/m * h)$$

Onde:

q: Taxa de aplicação, m³/m.h;

Q: Vazão do afluente, m³/h;

L_r: Largura da rampa, m;

3.3.1 Dimensionamento do sistema de escoamento superficial

A modelagem matemática mais usada para o dimensionamento de sistemas de escoamento superficial foi proposto por Smith; Schroeder (1985). O modelo baseia-se na cinética de primeira ordem como mecanismo de remoção da matéria orgânica e poluente (CERQUEIRA, 2004).

Nos sistemas de escoamento superficial, o perfil de velocidade se aproxima de um fluxo empistonado, o que confere propriedades bem definidas para o sistema, como, por exemplo, a concentração que varia axialmente e não ocorrem variações radiais ao longo do escoamento (FOGLER, 2009).

Equação 3 - Modelagem matemática para o dimensionamento de sistemas de escoamento superficial

$$\frac{C - R_{residual}}{C_0} = A * e^{\left(\frac{-k*z}{q^n}\right)}$$

Onde:

C: Concentração final de DBO, mg L⁻¹;

C₀: Concentração inicial de DBO, mg L⁻¹;

R_{residual}: Concentração remanescente DBO, 5 mg L⁻¹ segundo Campos (1999);

q: Taxa de aplicação, m³/m.h (multiplicado pela largura da rampa);

A: Coeficiente determinado empiricamente;

z: Comprimento da rampa, m;

k: Coeficiente determinado empiricamente, m/h;

n: Coeficiente determinado empiricamente;

Nesta modelagem é necessário calcular os valores relativos às constantes, A, k, n e estes valores são obtidos com o sistema em funcionamento, onde através das curvas de avanço do efluente no solo determinam-se estes valores. Paganini (1997), utilizando dados fornecidos por Smith; Schroeder (1985) atribui valores para as constantes mencionadas, mostrados na Tabela 4:

Tabela 4 - Valores dos parâmetros empíricos para dimensionamento do sistema de escoamento superficial

Parâmetro	Valor
A	0,72(adimensional)
k	0,01975 m/h
n	0,5(adimensional)

Fonte: SMITH; SCHROEDER (1985) citado por PAGANINI (1997)

Segundo Marquezini (2000), é possível simplificar o modelo proposto por Smith; Schroeder (1985), tornando o cálculo mais simples, como observa-se na Equação 4:

Equação 4 - Equação de dimensionamento modificada

$$\frac{C - 5}{C_0} = e^{(B.z)}$$

Onde:

- C: Concentração final de DBO, mg L⁻¹;
- C₀: Concentração inicial de DBO, mg L⁻¹;
- B: Coeficiente determinado empiricamente depende de q;
- z: Comprimento da rampa, m;

No entanto, a taxa de carregamento orgânico (TCO) pode ser utilizada para uma estimativa rápida de dimensionamento do sistema. A Equação 5, mostra como se pode correlacionar a taxa de carregamento orgânico com concentração de matéria orgânica no efluente, com vazão e com área superficial.

Equação 5 – Taxa de carregamento orgânico em sistemas de escoamento superficial

$$TCO = \frac{C \times Q}{A} \text{ (kg/ha.dia)}$$

Onde:

- C: Concentração de matéria orgânica no efluente (kg DBO/m³);
- Q: Vazão afluente (m³/dia);
- A: Área superficial da rampa (ha).

Segundo Cerqueira (2004), a taxa de aplicação é um valor adotado, não excedendo 100kg/ha.dia, para evitar condições excessivamente anaeróbias. Com este tipo de modelagem podemos dimensionar o sistema de forma semelhante a outros sistemas naturais de tratamento como lagoas facultativas, onde o padrão de dimensionamento é a taxa de aplicação superficial de matéria orgânica por área (VON SPERLING, 2005) ou filtros anaeróbios ou lagoas de anaeróbias.

3.3.2 Balanço de massa

O balanço de massa fornece uma quantificação para sistemas que envolvem alterações na composição química. (BRASIL, 2004; FELDER; ROUSSEAU, 2009). Ele pode ser modelado para sistemas em estado estacionário e transiente. A equação da continuidade, generalizada pela Equação 6 (LIVI, 2004), fornece a base para balanços de massa. Em sistemas estacionários, o lado esquerdo da equação é zero. Assim, pode-se simplificar a equação, de forma que a integral dupla refere-se à entrada e saída do sistema e a integral tripla a geração ou formação de produto, dentro do sistema.

Equação 6 - Equação da continuidade

$$\frac{dM}{dt} = \iint_{S.C} \rho(V \cdot n) dA + \frac{\partial}{\partial t} \iiint_{V.C} \rho dV$$

Onde:

$\frac{dM}{dt}$: variação da concentração de massa do sistema em relação ao tempo;

$\iint_{S.C} \rho(V \cdot n) dA$: representa a quantidade de massa que entra e sai do sistema;

$\iiint_{V.C} \rho dV$: representa a quantidade de matéria que reagiu por volume.

Assim, a equação passa a figurar simplesmente, conforme Equação 7:

Equação 7 - Equação de balanço de massa simplificado

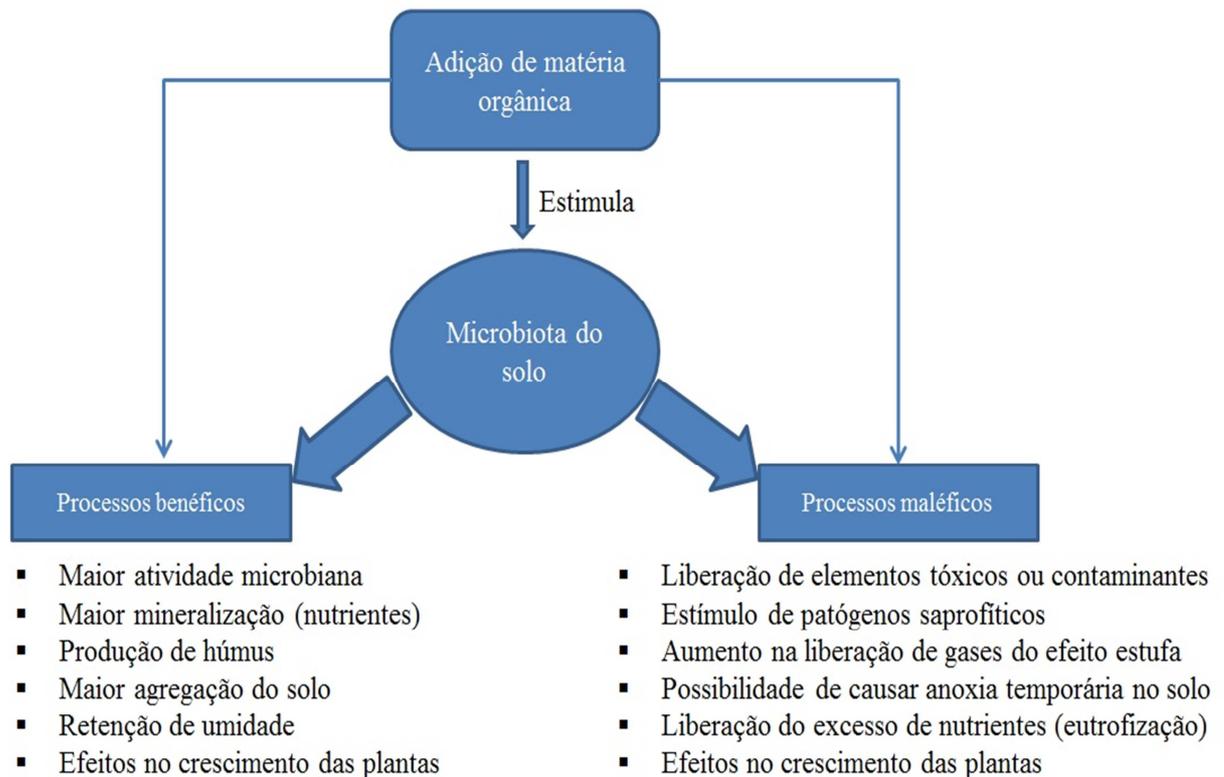
$$acúmulo = entra - sai \pm gerado$$

Para o caso da Equação 7, o acúmulo é zero. Este tipo de análise permite visualizar matematicamente, onde cada fração do componente se realoca após as transformações químicas, uma vez que matéria não se perde, e nem pode ser destruída, apenas modificada.

3.3.3 Impactos ambientais da matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio) no solo

Segundo Klüsener filho (2001), a matéria orgânica biodegradável é removida de esgotos por mecanismos físicos, químicos e biológicos. Na Figura 4, pode-se observar a influência da matéria orgânica sobre a biota presente no solo, que pode ser benéfica ou maléfica, dependendo das concentrações envolvidas.

Figura 4 - Possíveis efeitos diretos e indiretos da matéria orgânica no solo



Fonte: Adaptado de MOREIRA; SIQUEIRA (2006)

3.3.4 Remoção de nitrogênio e fósforo presentes em esgotos

A remoção de nutrientes em efluentes domésticos carece de atenção cada vez maior, uma vez que sistemas biológicos de tratamento de esgotos geram efluentes ricos em nitrogênio e fósforo (PINTO *et al.*, 2009), tornou-se essencial desenvolver técnicas de remoção com baixo custo e fácil manutenção usando sistemas naturais (GUNES *et al.*, 2012).

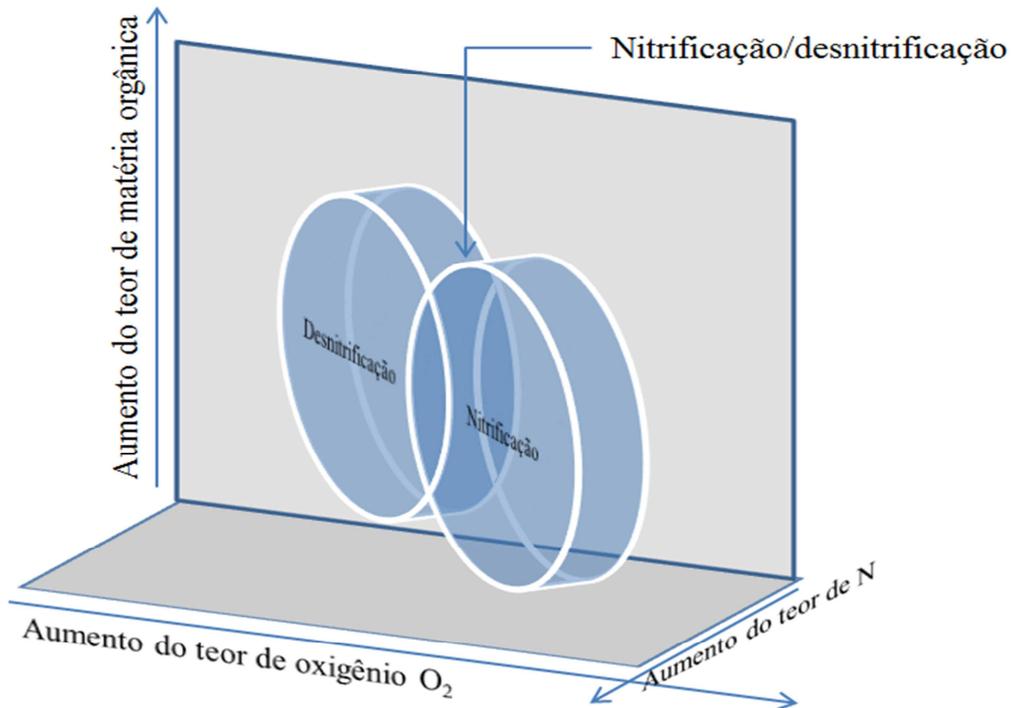
A remoção biológica de nitrogênio é alcançada em condições de ausência de oxigênio, mas na presença de nitratos e nitritos (denominadas condições anóxicas). Nestas condições, um grupo de bactérias utiliza nitratos e nitritos no seu processo respiratório, convertendo-os a nitrogênio gasoso, que é liberado para a atmosfera. Este processo é denominado desnitrificação (CHENICHARO, 2007). Na Figura 5 encontra-se um esquema mostrando a origem do nitrogênio no solo.

Figura 5 - Origem do nitrogênio disponível no solo



O sistema de escoamento superficial é predominantemente aeróbio, condição essencial para que ocorra a nitrificação, ou seja, a conversão do nitrogênio orgânico em amônia e esta em nitrato, sua forma mais oxidada, tendo o nitrito como intermediário. A Figura 6 correlaciona matéria orgânica, concentrações de oxigênio dissolvido e de nitrogênio com os mecanismos de nitrificação e desnitrificação. Assim, é possível prever qual mecanismo de remoção de nitrogênio será mais representativo, em condições específicas de operação.

Figura 6 - Fatores ambientais que influenciam a nitrificação/desnitrificação

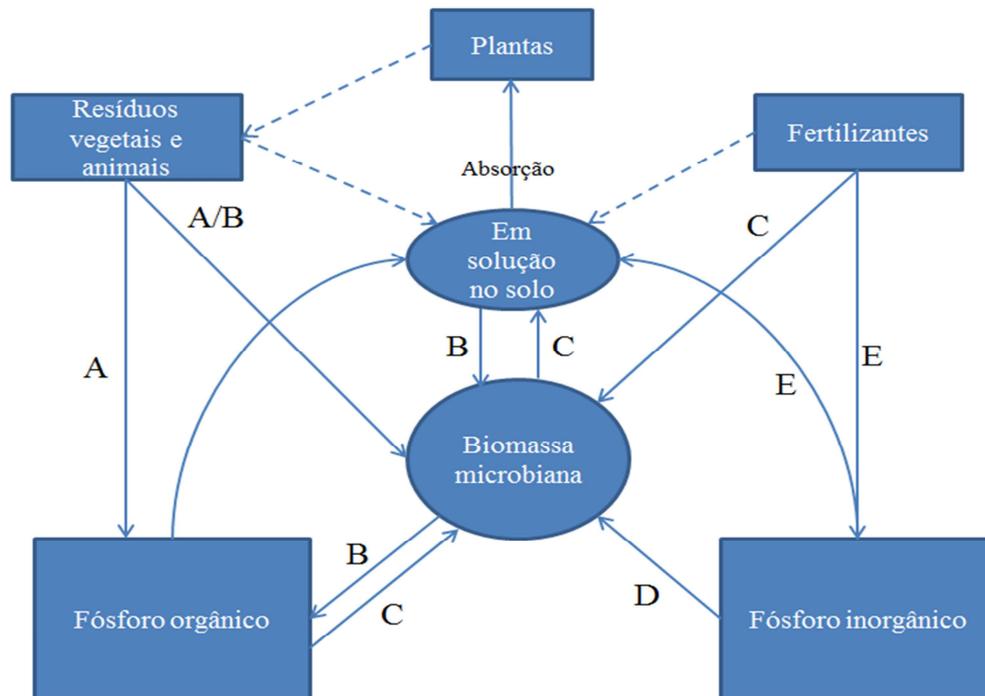


Fonte: Adaptado de MOREIRA; SIQUEIRA (2006)

A poluição gerada pelo lançamento de efluentes contendo grandes quantidades de fósforo pode agravar a eutrofização do corpo receptor, basta observar que 1 g de fósforo na forma de fosfato promove nutrição para 100 g de massa algal (KHAN; ANSARI, 2005) (PÜTZ, 2008)

As formas potenciais de remoção de fósforo em sistemas naturais incluem: adsorção e precipitação, consumo pelas plantas e outros processos biológicos (VALENTIM, 2003). Na Figura 7 é mostrado o ciclo biogeoquímico do fósforo (LOURES *et al.*, 2006) Resalta-se que o mecanismo de adsorção e precipitação são as formas de maior remoção de fósforo dos efluentes, assim quanto maior o tempo de contato com a matriz do solo maior é a possibilidade de remoção. No sedimento, o fosfato pode ser precipitado na forma insolúvel de fosfato férrico, de alumínio ou de cálcio, ou adsorvido nas partículas de argila, na matéria orgânica por óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (USEPA, 1992).

Figura 7 - Principais frações e transformações do Fósforo no solo



(A): decomposição; (B): mineralização; (C): imobilização; (D): solubilização; (E): Adsorção.

Fonte: Adaptado de MOREIRA; SIQUEIRA (2006)

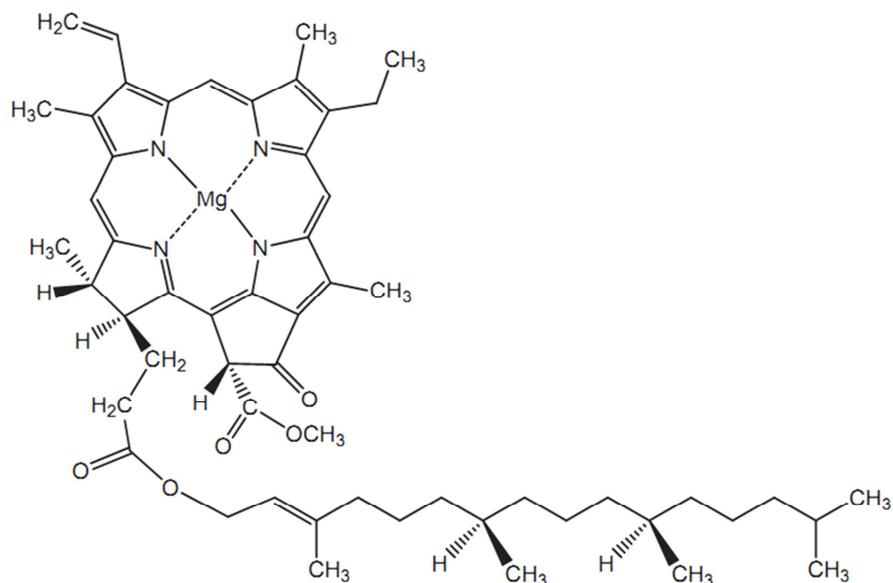
3.3.5 Remoção clorofila-a

Clorofila-a é o pigmento fotossintético presente em todos os organismos fitoplanctônicos seja eucariotos (algas) ou procariotos (cianobactérias) (KURODA *et al.*, 2005). Segundo (Torres *et al.*, 2009) e (Kuroda *et al.*, 2005), o parâmetro clorofila-a é um indicativo dos níveis da presença de biomassa algal em lagoas de estabilização. Sua estrutura pode ser observada na Figura 8. Para a ocorrência de fotossíntese é necessária uma fonte de energia luminosa, neste caso, o sol, bem como nutrientes disponíveis em concentrações adequadas e temperatura favorável. Como a fotossíntese depende diretamente da energia solar, tem-se um maior índice de taxa fotossintética na região superior da lagoa, e conseqüentemente, altos índices de clorofila-a, já que o ambiente encontra-se propício à reprodução das algas, existindo nutrientes em abundância, luz solar e temperatura adequada (VON SPERLING, 2005).

As algas nos efluentes de lagoas de maturação são basicamente sólidos suspensos (LUDUVICE *et al.*, 2001). A sua concentração é mais elevada do que a de bactérias, fazendo com que o líquido na superfície da lagoa seja predominantemente verde (VON SPERLING,

2005). As microalgas que apresentam maior capacidade de flutuação tornam-se o maior impedimento para a remoção de algas em escoamento superficial, pois resistem à remoção por filtração e sedimentação (TCHOBANOGLOUS, 1991; CERQUEIRA, 2004), porém Klüsener filho (2001) cita que sólidos suspensos se depositam no solo e sofrem adsorção e posterior degradação, logo podemos supor que diferenças estruturais das microalgas permitem maiores ou menos remoção em sistemas de escoamento superficial.

Figura 8 - Estrutura molecular da clorofila-a



Fonte: (YOSHIMOTO; FURUYA; KUNIHIRO, 2011)

O Capítulo VI da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os padrões de potabilidade, em complementação ao monitoramento do Anexo XI a esta Portaria, recomenda-se a análise de clorofila-a no manancial, com frequência semanal, como indicador de potencial aumento da densidade de cianobactérias. É importante frisar que se trata de mananciais, porém a população em geral interage como corpo receptor, implicando em contaminação. A portaria não fornece valores de referência, porém cita que se a análise realizada em duas semanas consecutivas apresentar valor duas vezes maior que o primeiro, deve-se realizar nova coleta com o intuito de classificar as cianobactérias e realização de testes toxicológicos.

A maior preocupação são as cianobactérias, potenciais produtoras de cianotoxinas com efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos aos indivíduos que ingerirem água ou alimentos contaminados (MÜLLER; RAYA-RODRIGUEZ; CYBIS, 2010).

4 METODOLOGIA

4.1 Descrição do local de estudo

A pesquisa foi realizada no Centro de Pesquisa sobre Tratamento de Esgoto e Reúso de Águas, que fica situado em uma área anexa à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (Figura 9) da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) situada no município de Aquiraz, a aproximadamente 27 km da cidade de Fortaleza, Ceará.

O Centro de Pesquisa citado tem como objetivo desenvolver um centro de referência de experimentação e difusão de tecnologia de Reúso para a região Nordeste brasileira, buscando gerar conhecimento na área de Gestão Ambiental de recursos hídricos, desenvolvendo pesquisas sobre a utilização de esgoto doméstico tratado em irrigação, saneamento ecológico (ECOSAN) e piscicultura.

Figura 9 - Imagem de satélite da Estação de Tratamento de Esgoto da Cagece, destacando as Lagoas de Estabilização e a área experimental, Aquiraz, Ceará



Fonte: Adaptado de Google (2012)

A ETE mencionada foi projetada para receber o esgoto dos municípios de Aquiraz e Eusébio, sendo que no momento está recebendo somente do primeiro município, estando com parte de sua capacidade de funcionamento inativa, tendo como principais características uma população final de projeto de 37.978 habitantes e vazão final de projeto de 103,43 L s⁻¹. Esta ETE possui um sistema de Lagoas de Estabilização, estando em funcionamento, em série, uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação, respectivamente, sendo que o efluente da última lagoa foi o utilizado na pesquisa. Na Tabela 5, estão às dimensões das lagoas que compõem a ETE.

Tabela 5 – Dimensões das Lagoas de Estabilização que compõem a Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará

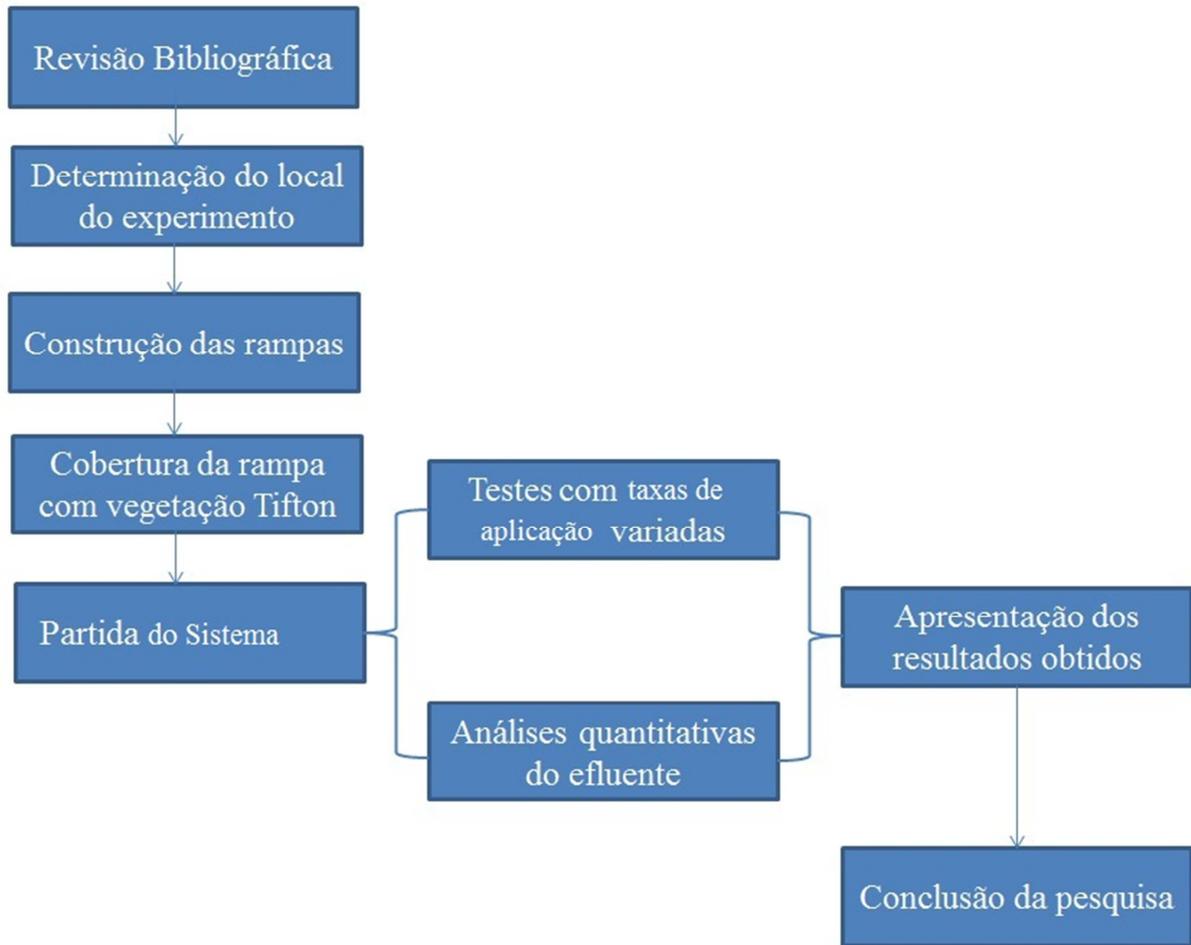
Lagoa	Profundidade (m)	Largura do fundo (m)
Anaeróbia	3,00	86,70 x 40,70
Facultativa	1,5	192,70 x 95,50
Maturação A	1,5	154,00 x 72,00
Maturação B	1,5	153,70 x 71,70

Fonte: MOTA; AQUINO; DOS SANTOS, 2007

4.2 Delineamentos da pesquisa

A Figura 10, mostra as etapas de pesquisa, o local do experimento foi fornecido pela CAGECE, bem como os subsídios para a construção. A vegetação foi fornecida pela Faculdade de Zootecnia da Universidade Federal do Ceará. No período de partida do sistema testaram-se diferentes taxas de aplicação e escolheram-se três delas para realizar os experimentos.

Figura 10 - Fluxograma de delineamento da pesquisa.



Fonte: Autor (2012)

A escolha do vegetal é um fator relevante, como ressaltou Coraucci Filho (1991). A vegetação deve possuir atributos como: rápida recuperação após o corte, predominância total sobre espécies invasoras, fechamento homogêneo e denso. A Tifton 85 (*Cynodon sp*) possui essas características, justificando sua escolha.

Devido aos problemas operacionais do centro de reúso, como bombas quebradas e outros problemas, a pesquisa teve um período de partida um pouco longo devido a interrupções nas aplicações, durando 6 meses.

4.3 Características do sistema de rampas de escoamento superficial

A construção das rampas de escoamento foi realizada por uma empresa contratada pela CAGECE, tendo sido aproveitada a inclinação na existente no terreno para a construção. Foi utilizado um material com características argilosas para que a infiltração fosse a menor possível, o material foi compactado e em seguida iniciou-se a construção das rampas com declividades de 6% e 40 m para a primeira, declividade de 4% e 30 m de comprimento para a segunda e declividade de 2% e 30 m de comprimento para a terceira. Os dez metros adicionais da rampa com 6% de inclinação visava estabelecer um comparativo de eficiência, se o incremento de dez metros melhorava o desempenho geral ou não.

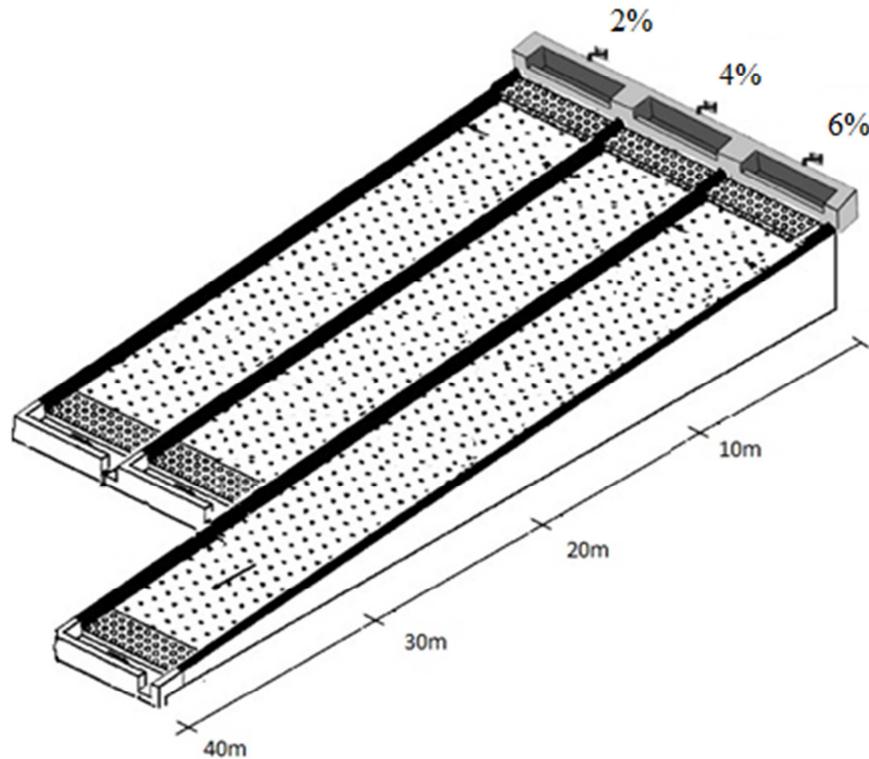
Tabela 6 – Caracterização das rampas de escoamento localizada na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará

Parâmetro	Rampa 1 (6%)	Rampa 2 (4%)	Rampa 3 (2%)
Comprimento	40m	30m	30m
Largura	4m	4m	4m
Vegetação	Gramma Tifton 85(<i>Cynodon sp</i>)	Gramma Tifton 85(<i>Cynodon sp</i>)	Gramma Tifton 85(<i>Cynodon sp</i>)
Diâmetro da tubulação	10 cm	10 cm	10 cm
Diâmetro do furo de distribuição	0,25cm	0,25cm	0,25cm
Distância entre os furos	20 cm	20 cm	20 cm

Fonte: Autor (2012)

O efluente da última lagoa de maturação era bombeado para dois reservatórios onde por recalque eram distribuídos para todo o centro de reúso para as pesquisas existentes. A tubulação que chegava às rampas era dividida em três correntes para alimentar o sistema. A Figura 11 mostra um esboço do *lay-out* das rampas de escoamento, com os valores de comprimento e as inclinações. A largura adotada de todas as rampas foi a mesma 4 m.

Figura 11 - *Lay-out* da área experimental das rampas de escoamento superficial. Localizada na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Adaptado de TAEBI; DROSTE, 2008

Com esta configuração estudou-se taxas de aplicação, ao longo das rampas e assim o sistema foi adaptado, correlacionando este parâmetro com a inclinação e observou-se também o efeito de 10 m adicionais de rampa para a remoção de matéria orgânica e nutriente.

Da Figura 12 à Figura 15, mostram a sequência de preparação, a construção, a etapa de planificação e o plantio respectivamente.

Figura 12 - Etapa de preparação da área das rampas, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2010



Fonte: Autor (2012)

Figura 13 - Etapa de construção das rampas, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2010



Fonte: Autor (2012)

Depois de finalizadas as rampas apresentaram imperfeições no solo dentro das mesmas. Segundo Smith; Schroeder (1985) *apud* Cerqueira (2004), inclinações transversais promovem o estreitamento da lâmina de efluente, reduzindo a área efetiva de contato. Para corrigir ondulações e impedir a formação de canais preferenciais, foram realizadas planificações em todas as rampas, como mostrado na Figura 15.

Figura 14 – Rampas de escoamento, finalizadas e sem vegetação, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2010



Fonte: Autor (2012)

Figura 15 - Etapa de planificação das rampas. Localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2010



Fonte: Autor (2012)

Foi plantada a espécie de estudo Tifton 85 (*Cynodon sp*), fornecida pelo curso de Zootecnia da Universidade Federal do Ceará.

A etapa de plantio foi realizada no dia 27 de dezembro de 2010. As mudas foram dispostas em linhas perpendiculares ao comprimento e com distância média de 50 cm de espaçamento, Figura 16. Na Figura 17, observam-se as rampas finalizadas e com vegetação.

Figura 16 - Etapa de plantio das mudas de Tifton 85(*Cynodon sp.*). Rampas localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2010



Fonte: Autor (2012)

Figura 17 - Rampas de escoamento em operação e com vegetação, localizadas na ETE do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

4.4 Caracterização do efluente da lagoa de maturação

Para Von sperling (2005), o Programa de Monitoramento tem fundamental importância, pois se relaciona com o real aproveitamento dos dados levantados. Durante a etapa preliminar de pesquisa analisou-se o efluente tanto bruto quanto tratado da ETE de Aquiraz.

A temperatura, pH, oxigênio dissolvido foram medidos *in loco* com o uso de uma sonda multiparamétrica da marca HANNA 9828, como mostrado na Figura 18.

Figura 18 - Sonda multiparametrica utilizada no experimento. Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

As análises foram realizadas em duplicata e de acordo com a metodologia do *Standard Methods for Water and Wastewater* (APHA, 2005), como apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 – Metodologia e equipamentos utilizados para analisar as amostras

Variável	Método	Equipamentos utilizados
Temperatura °C	Eletrométrico	Sonda HANNA HI 9828
pH	Eletrométrico	Sonda HANNA HI 9828
O.D	Eletrométrico	Sonda HANNA HI 9828
Alcalinidade	Kapp (Potenciométrico)	pHmetro/Digimed, Bureta
Fósforo Total	Ácido ascórbico, colorimétrica	Autoclave; Espectrofotômetro
Nitrogênio Total Kjeldhal	Macro Kjeldhal	Digestor; Destilador; Bureta
Nitrogênio amoniacal	Destilação/titulação	Destilador; Bureta
Nitrato	Método do salicilato	Chapa aquecedora/ Espectrofotômetro
Nitrito	Método colorimétrico	Espectrofotômetro
DQO	Refluxo Fechado Colorimétrico	Bloco digestor, Espectrofotômetro
Clorofila-a	10200H Chlorophyll	Bomba de vácuo, filtro de fibra de vidro, Espectrofotômetro

Fonte: APHA (2005)

Na Figura 19, podem-se observar os dois reservatórios dos efluentes que foram utilizados nesta pesquisa: um reservatório com capacidade de 10 m³ e o outro com capacidade de 13 m³. Para distribuir o efluente no centro de reúso utilizaram-se duas bombas centrifugas operando em paralelo, modelo KSB–MEGABLOC 32-160R, diâmetro do rotor, Ø = 176 mm. As mesmas ficavam instaladas na casa de bombas, ao lado dos reservatórios.

Figura 19 - Reservatórios de efluente e casa de bombas, localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

4.5 Frequência de aplicação, tempo de aplicação de esgoto, condições operacionais

No início de operação, o sistema operou de forma intermitente aplicando o efluente três vezes por semana, com 6 horas de aplicação diária. Após este período considerado de partida, o sistema passou a operar com frequência de cinco dias por semana e 6 horas de aplicação diária, de outubro a dezembro de 2011, coincidindo com o período seco do estado do Ceará. A Figura 20 mostra os valores de precipitação para Fortaleza, de acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), porém, como a cidade de Aquiraz fica na Região Metropolitana, podem-se supor valores semelhantes. Foram utilizadas taxas de aplicação de esgoto tratado de $0,2 \text{ m}^3/\text{m.h}$, $0,3 \text{ m}^3/\text{m.h}$ e $0,4 \text{ m}^3/\text{m.h}$, escolhidas entre as taxas testadas durante a fase de partida do sistema.

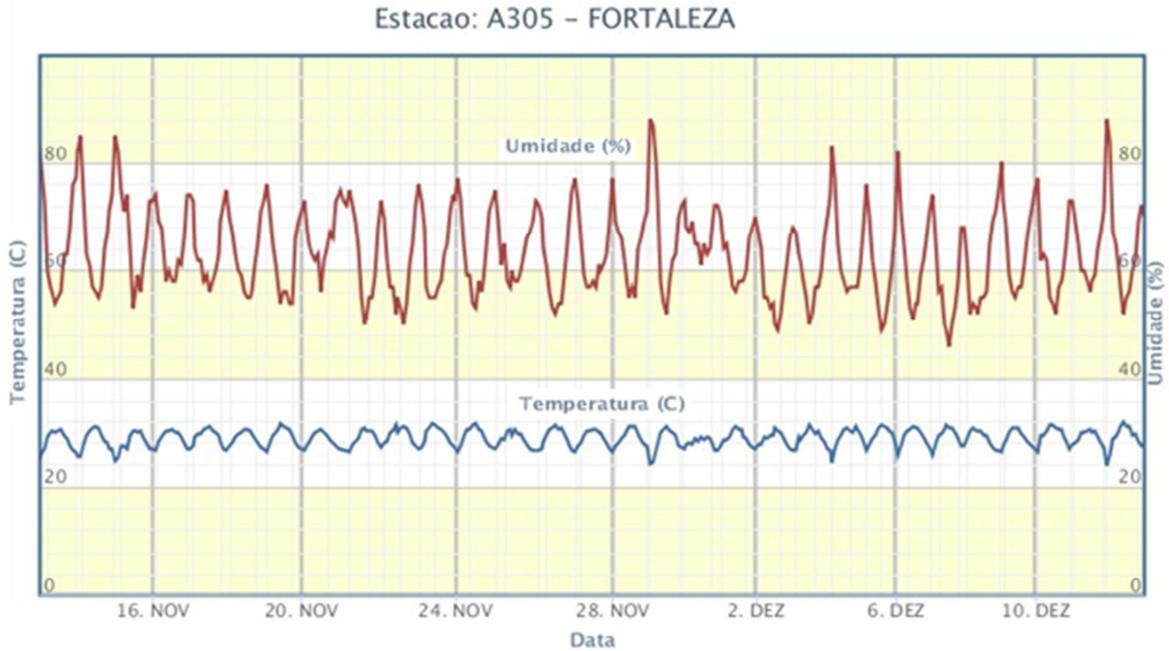
Figura 20 - Precipitação durante o período de pesquisa. Ceará, 2011



Fonte: INMET

As temperaturas durante a operação do sistema foram semelhantes, com valores bem próximos. Como mostrado na Figura 21, no início do dia a temperatura cresce de forma constante até um valor máximo e decresce para o mesmo patamar inicial. Como o sistema funcionava das 06h00min as 12h00min, trabalhava-se no período em que a temperatura sempre aumentava.

Figura 21 - Variação de temperatura durante o período de pesquisa. Ceará, 2011



Fonte: INMET

Cálculo da vazão requerida

Para a medição das vazões testadas, usaram-se hidrômetros como mostrado na Figura 22, assim foi possível regular a vazão desejada facilitando a aplicação e operação. Antes de cada mudança de regime de operação, as válvulas eram reguladas para fornecer a vazão adequada, assim, por exemplo, para ajustar o sistema para a taxa de aplicação de $0,20 \text{ m}^3/\text{m.h}$, teríamos:

Equação 8- Cálculo da vazão requerida

$$\text{Largura da rampa}(m) \times \frac{\text{Volume}(L)}{\text{Tempo}(h)}$$

Logo, $4 \times 200 = 800L/h \rightarrow 13,333L/\text{minuto}$, ou $0,22222L/s$. Este cálculo era realizado a cada mudança de regime e mantido durante o período de trabalho para a vazão.

Figura 22 - Hidrômetros usados para medição de vazão. Localizados na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

4.6 Sistema de distribuição de esgoto e coleta

Trabalhos realizados com sistemas naturais como àqueles desenvolvidos por Marquezini (2000), Tyrrel; Leeds-Harrison; Harrison (2002), Cerqueira (2004), utilizaram o sistema de tubos perfurados para a distribuição do efluente. Neste trabalho foram utilizados tubulações de PVC (policloreto de vinila) de diâmetro nominal de 100 mm e perfurados para distribuir o efluente, Figura 23. Optou-se pela mesma metodologia, porém com furos de 2,5 cm e com 20 cm de distância entre os furos.

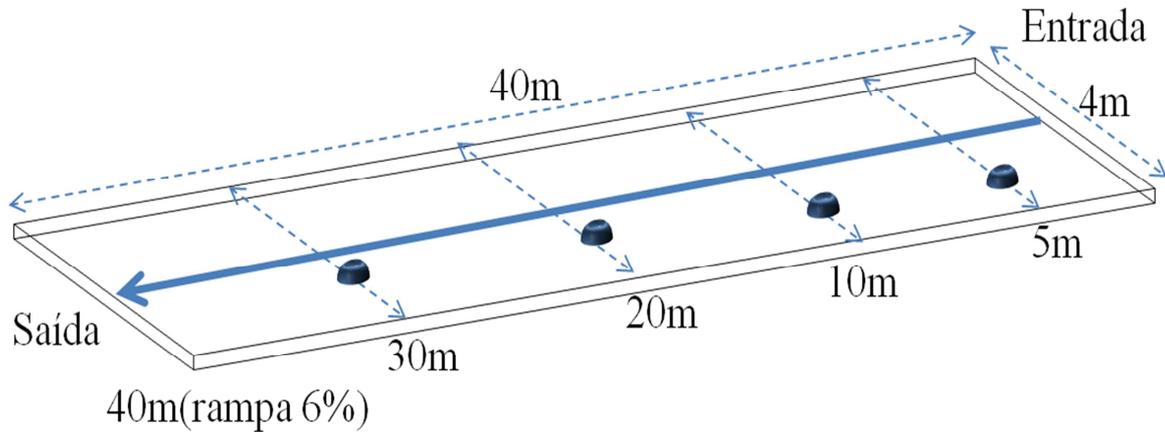
Figura 23 - Sistema de distribuição do efluente. Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

A coleta era realizada utilizando-se poços de coleta instalados nos pontos indicados na Figura 24, os poços de coleta eram em PVC com 10 cm de diâmetro, dispostos verticalmente com pequenos furos laterais para permitir a entrada do efluente. Os pontos de amostragem foram: Entrada, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m e no caso da rampa 1 (6% de inclinação) 40 m.

Figura 24 - Pontos de coleta das amostras. Rampas localizadas na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

O início de operação das rampas era das 06h00min às 12h00min, coincidindo com um ciclo do trabalho do funcionário da estação. Como o mesmo desempenhava outras tarefas, tornou-se inviável o funcionamento no período da tarde. As coletas eram realizadas duas vezes por semana, as segundas e quintas sempre iniciadas às 09h00min. Totalizando 6 coletas para cada vazão. Na Figura 25, é possível observar o poço de coleta utilizado na coleta do efluente.

Figura 25 – Poço de coleta utilizado para coleta da amostra. Localizada na Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2011



Fonte: Autor (2012)

4.7 Tratamento estatístico dos resultados

Neste trabalho usaram-se o SIGMAPLOT 10 e o SPSS STATISTICS 17 para o tratamento estatístico dos resultados obtidos. Os gráficos de perfil ao longo das rampas foram gerados pelo SIGMAPLOT 10 e utilizaram-se valores médios para cada ponto da rampa. O tratamento estatístico dos dados foi realizado pelo software SPSS STATISTICS 17.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os primeiros meses de aplicação do efluente visou apenas à partida do sistema e como o sistema funcionou de forma intermitente, os resultados tiveram grandes oscilações, mostrando que o sistema ainda estava em fase de adaptação. Possivelmente estes valores tão discrepantes foram resultados do tipo de regime de trabalho do sistema uma vez que, com este tipo de configuração as rampas tinham um comportamento transiente. Não obstante vale salientar que nesse contexto, alguns resultados foram bem expressivos.

Nesta etapa de partida a frequência de aplicação de três aplicações semanais, observou-se o aparecimento de plantas invasoras dentro do sistema. Isto implicou na remoção das mesmas e replantio de pequenas secções da rampa onde as mesmas foram identificadas e extraídas. Vale salientar que com cinco aplicações semanais de efluente, a incidência de plantas invasoras foi reduzida para quase zero.

A Tabela 8 detalha os valores médios encontrados no efluente da lagoa de maturação da cidade de Aquiraz. Pode-se observar que a remoção de nitrogênio e fósforo foi insatisfatória, culminando assim na necessidade de pós-tratamento do mesmo. No entanto, em relação aos padrões microbiológicos, observou-se que o efluente se enquadrou facilmente nesse requisito, com valores menores que coliformes fecais $< 1000 \text{ CF } 100 \text{ mL}^{-1}$ e ovos de helmintos $< 1 \text{ ovo } \text{L}^{-1}$ de amostra, devido a estes baixos valores, o parâmetro coliforme e ovos de helmintos não foram analisados na pesquisa.

Tabela 8 - Caracterização do esgoto tratado da cidade de Aquiraz. Estação de Tratamento de Esgoto do município de Aquiraz, Ceará, 2010

Parâmetros	Método de análise	Unidades	Valores médios
Temperatura	Termômetro digital	° C	31,0
Sólidos Totais	Secagem de 103 - 105 °C	mg L ⁻¹	0,614
Condutividade	Célula de condutividade	µS cm ⁻¹	1123
pH	Eletrométrico	-	7,4
Oxigênio Dissolvido	Eletrodo de membrana	mg O ₂ L ⁻¹	0*
DQO	Refluxo fechado	mg O ₂ L ⁻¹	140
Amônia	Titulométrico	mg L ⁻¹	25
Fósforo Total	Ácido ascórbico	mg L ⁻¹	6,8
Coliformes Termolerantes ¹	Teste do substrato enzimático	NMP 100 mL ⁻¹	<1000
Ovos de helmintos ¹	Microscópica	Ovos L ⁻¹	<1

Fonte: Autor (2012)

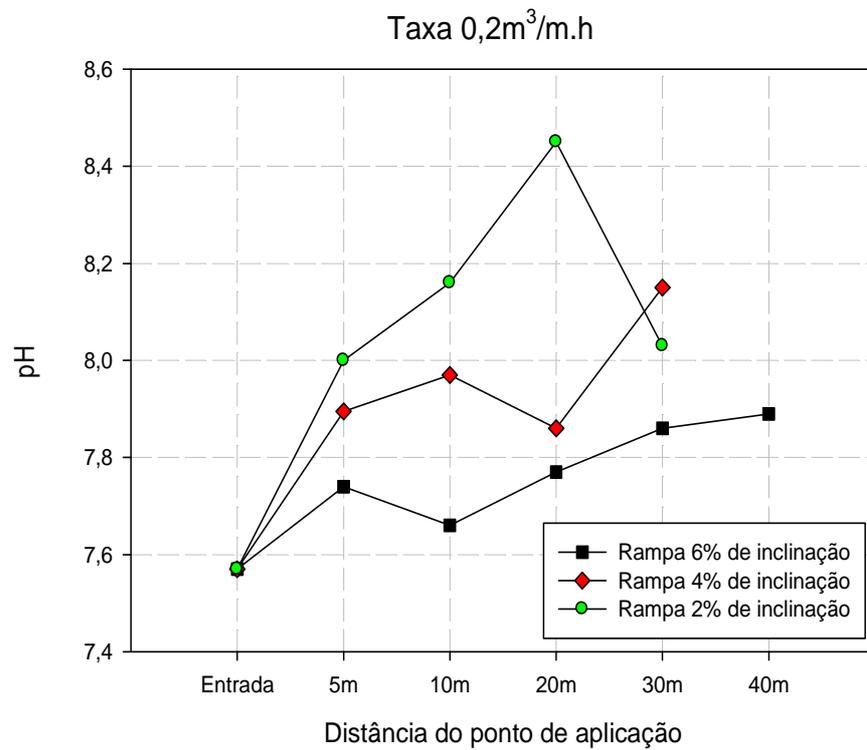
(*) Com relação ao oxigênio dissolvido, vale frisar que medições realizadas diretamente na parede da lagoa mostraram resultados elevados desse parâmetro, em contrapartida, no momento de aplicação do efluente o mesmo encontrava-se em condições quase anóxicas, possivelmente devido ao período de armazenamento na caixa de distribuição do efluente, houve depleção na concentração, uma vez que o reservatório era fechado e possuía grandes concentrações de material algal.

(1) Realizado por (FONTENELE, 2011)

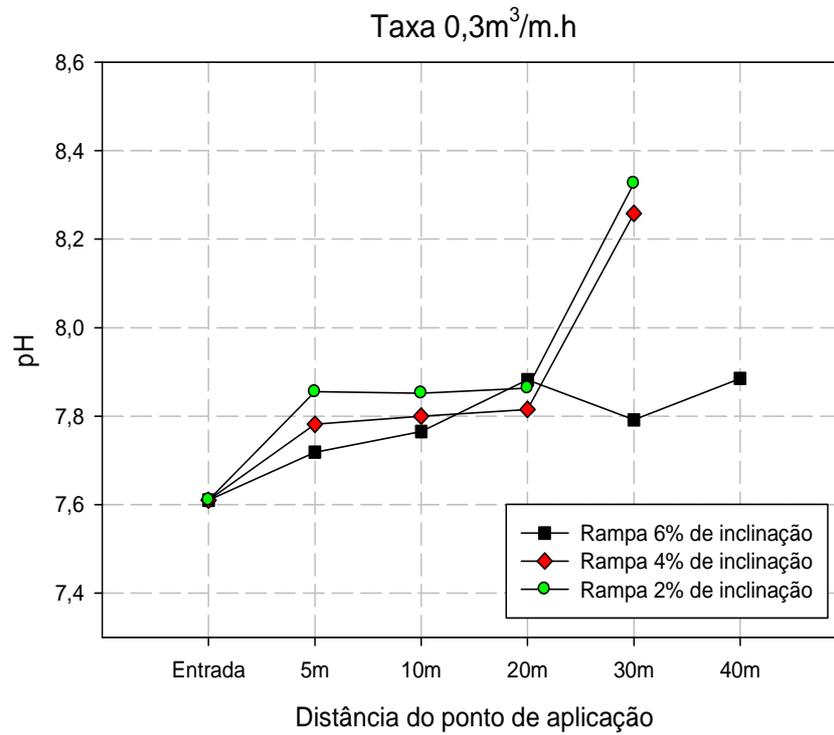
5.1 Variações de pH

Os valores de pH para todas as taxas de aplicação tiveram aumentos nos seus valores iniciais. Segundo Cerqueira (2004) a ação dos íons presentes no solo são os principais responsáveis pelo aumento de pH. Da Figura 26 a Figura 28 observa-se os valores de pH da lâmina de efluente, ao longo do escoamento.

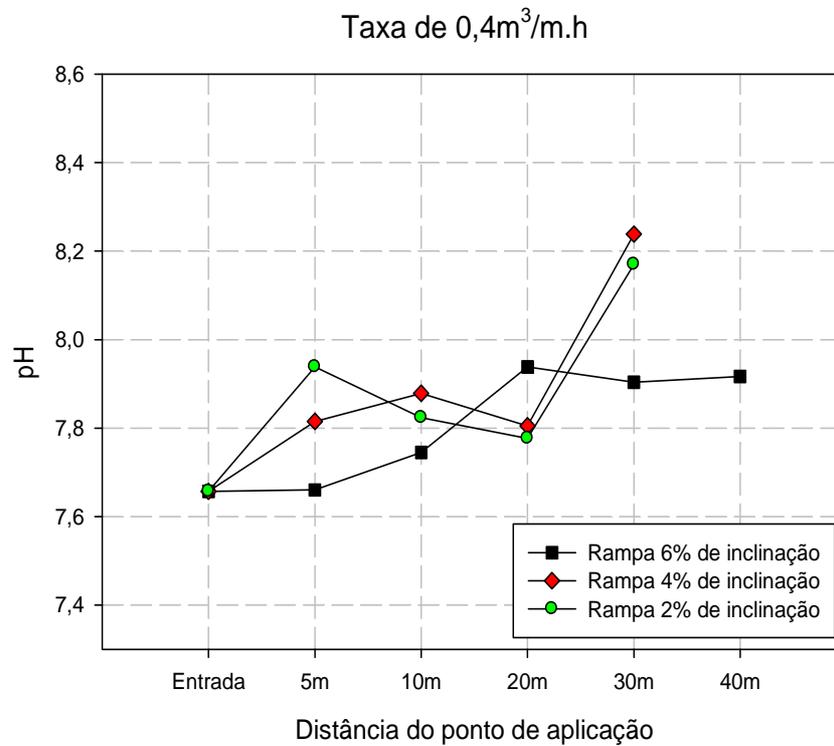
Figura 26 - Valores de pH para as taxas de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 27 - Valores de pH para as taxas de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

Figura 28 - Valores de pH para as taxas de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ 

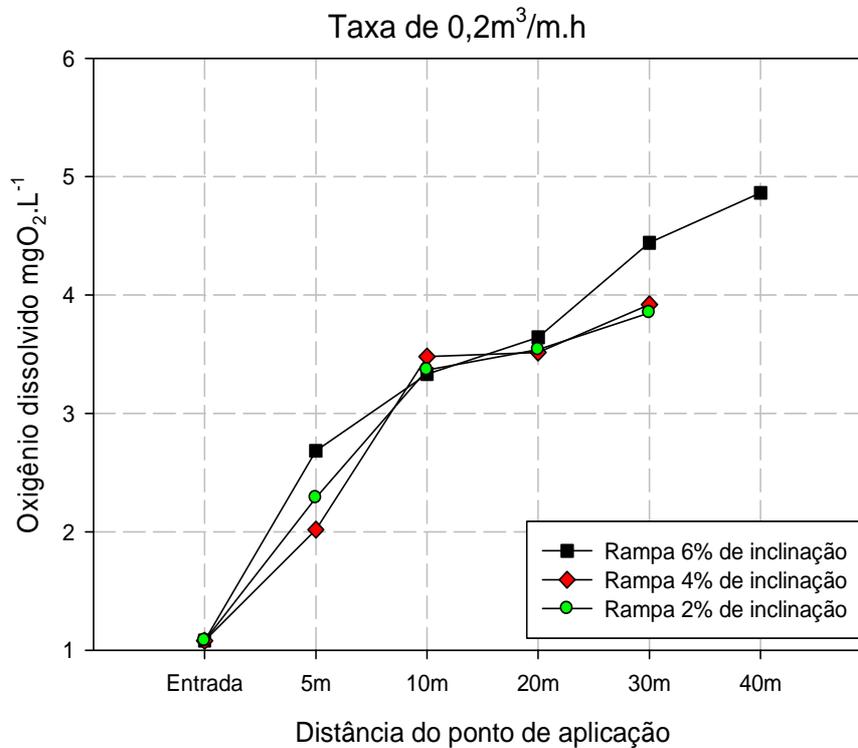
Fonte: Autor (2012)

5.2 Oxigênio dissolvido

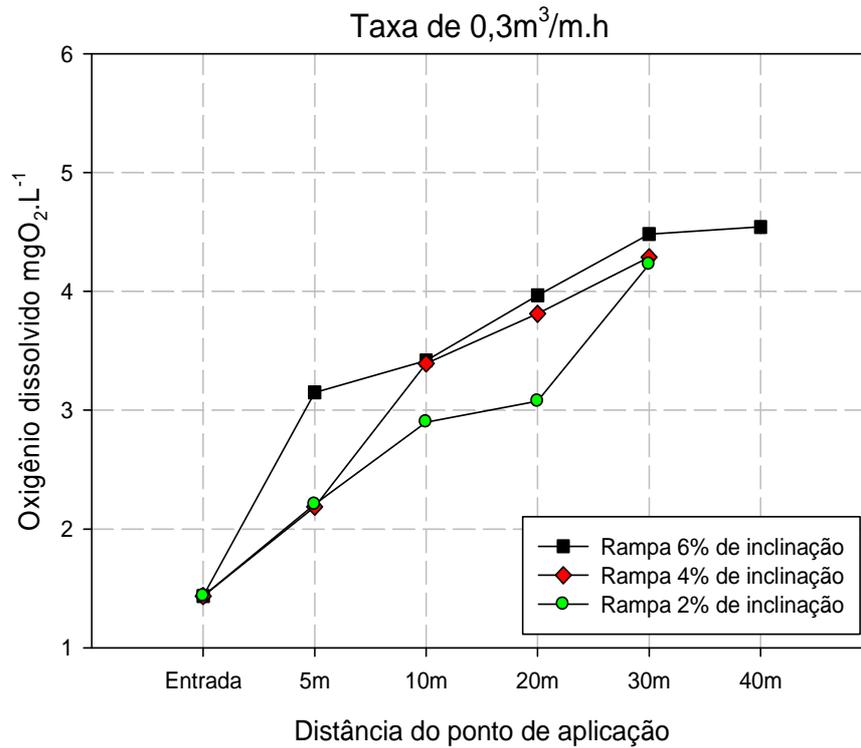
Os valores de oxigênio dissolvido tiveram relação direta com a inclinação, em que a rampa com 6%, conseguiu melhor oxigenação em todas as taxas de aplicação. Da Figura 29 a Figura 31 observa-se a variação de oxigênio dissolvido ao longo do escoamento.

É possível que com a vazão de $0,4 \text{ m}^3/\text{m.h}$, a altura da lamina de água influenciou a oxigenação da rampa. Segundo Moreira; Siqueira (2006), uma maior lâmina de água propicia uma zona anóxica no solo motivo pelo qual acredita-se que o da rampa de 2% e 4% de inclinação não tenham atingido o mesmo nível de oxigenação da rampa com 6% de inclinação.

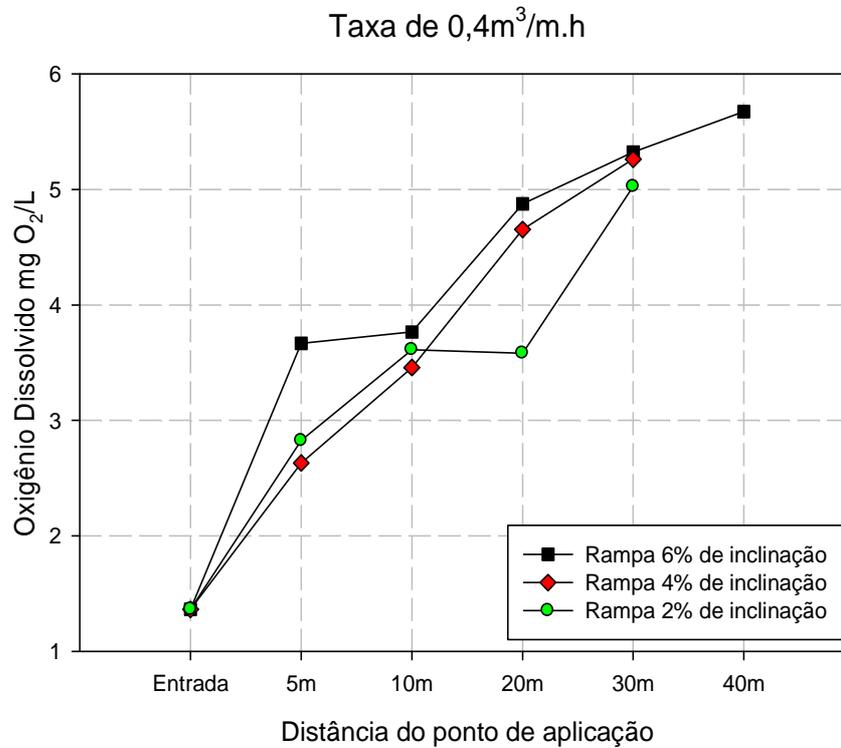
Figura 29 - Valores de O.D. para as taxas de aplicação de $0,2 \text{ m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 30 - Valores de O.D. para as taxas de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

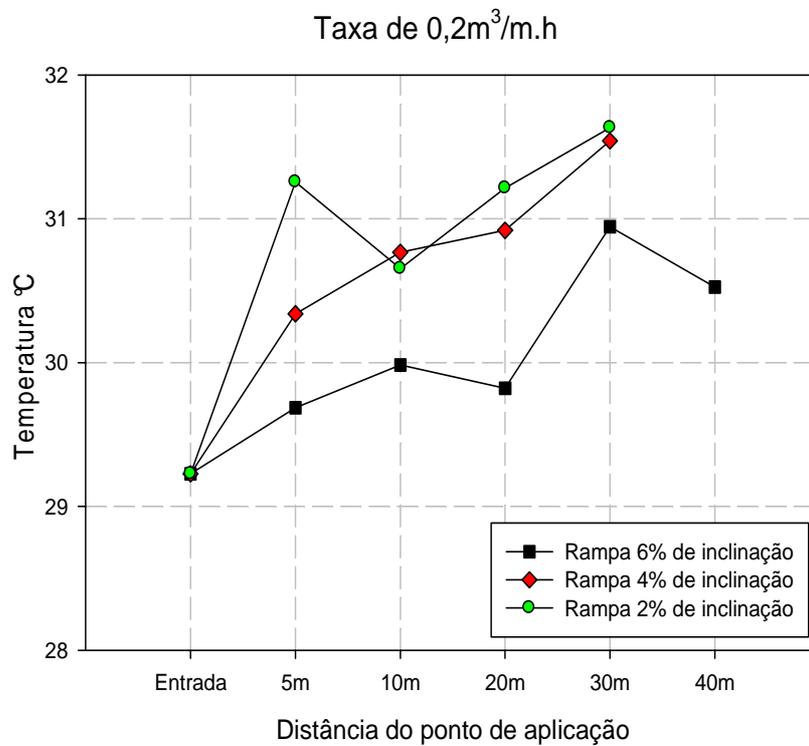
Figura 31 - Valores de O.D. para as taxas de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

5.3 Variação de temperatura

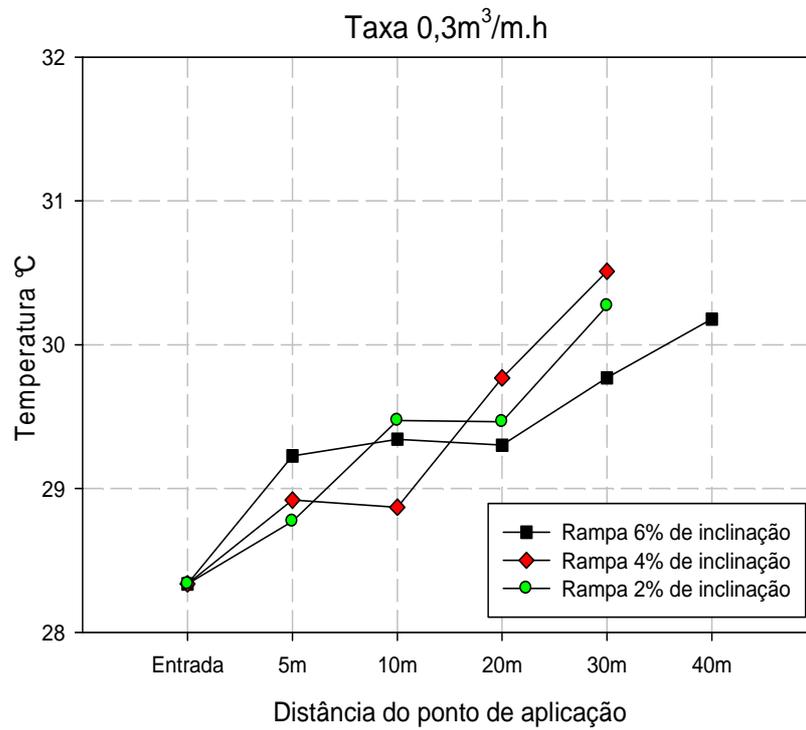
Como mostrado da Figura 32 a Figura 34, a variação de temperatura da lâmina de água no escoamento apresentou elevação em todas as taxas utilizadas. O efeito da temperatura do meio líquido é importante, pois influencia na velocidade das reações que ocorrem durante o escoamento. Segundo Cerqueira (2004) a altura da lâmina de água sofre redução e possível comprometimento do escoamento para temperaturas muito elevadas, pois favorece a evaporação de água.

Figura 32 - Variação da temperatura do filme líquido, para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



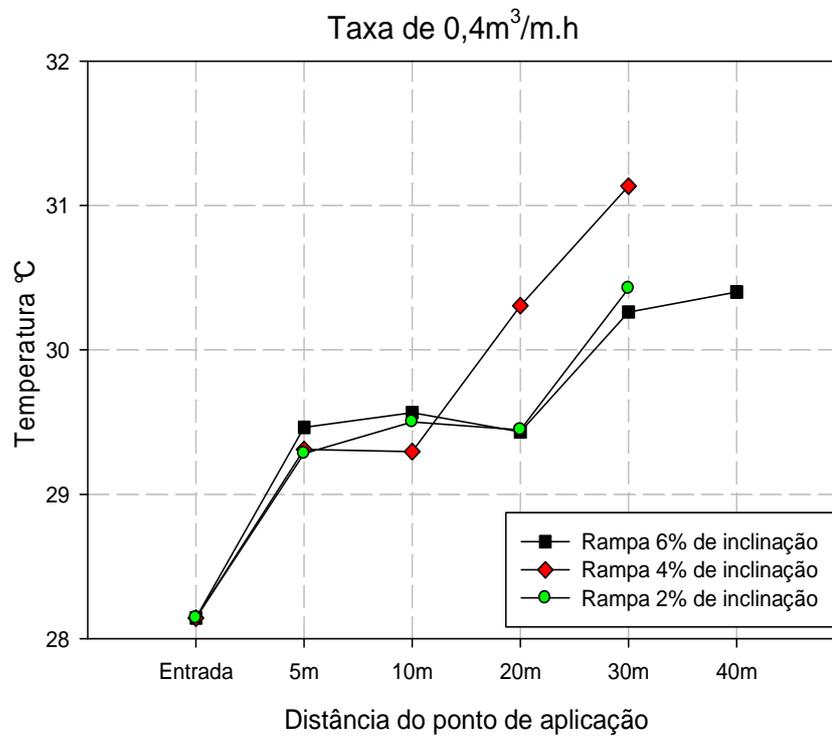
Fonte: Autor (2012)

Figura 33 - Variação da temperatura do filme líquido, para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 34 - Variação da temperatura do filme líquido, para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

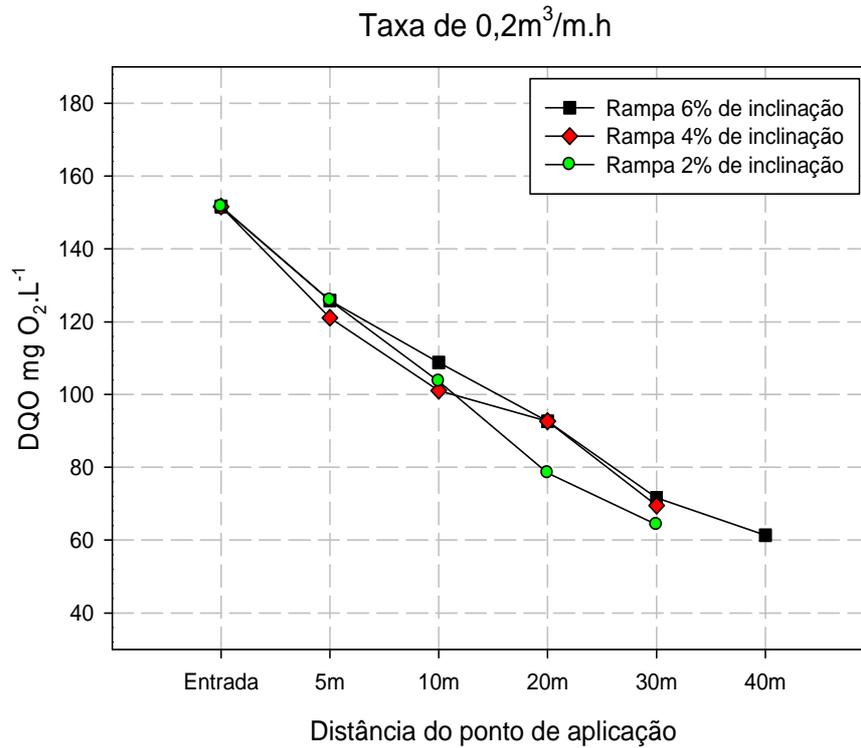
5.4 Remoção de DQO para as diferentes taxas de aplicação

A eficiência foi satisfatória, para todas as vazões testadas, como mostrado da Figura 35 a Figura 37. Os maiores percentuais de remoção foram alcançados com o sistema operando com taxas de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ com valores de remoção média de DQO em torno de 50,35% para rampa de 6% (no ponto 30 m). Para rampa 4%: 54,16%. Rampa de 2%: 57,65%. No caso da rampa com 6% de inclinação os 10 m adicionais fizeram a diferença uma vez que o valor médio de eficiência de remoção de DQO subiu para 61,14%, para este parâmetro o foi necessário o incremento de 10 m adicionais para melhorar o desempenho da rampa de 6% de inclinação.

A taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ apresentou valores de remoção menores que a taxa de aplicação anterior, porém com bons níveis de remoção com valores da ordem de 46,06% nos 30 m da rampa de 6% e alcançou 55,23% nos 40 m de rampa. As rampas de 4% e 2% obtiveram desempenho de 47,93% e 57,11% respectivamente.

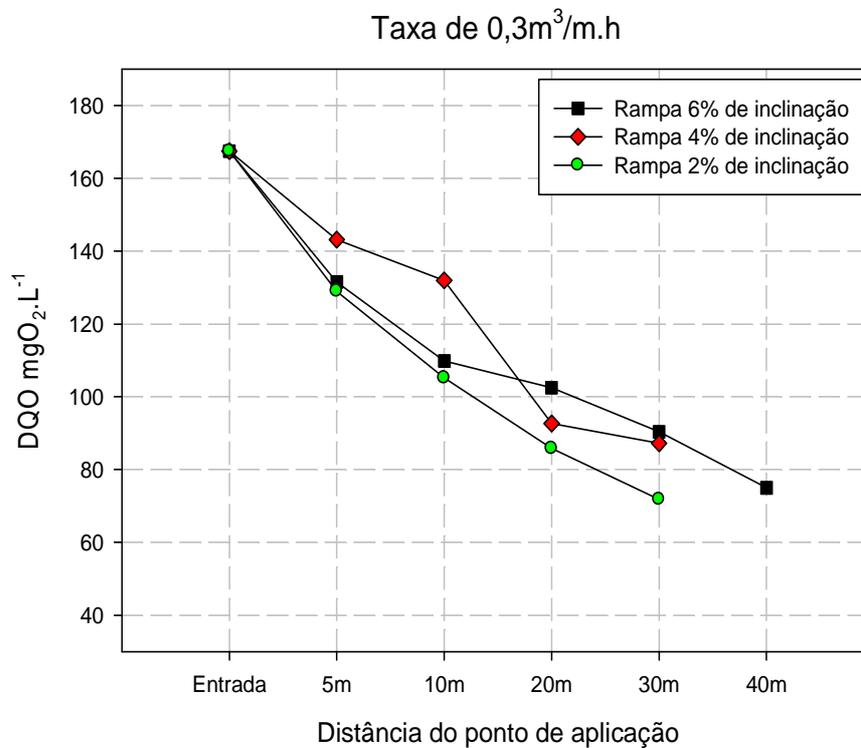
Na taxa de aplicação de $0,4\text{ m}^3/\text{m.h}$ a remoção de DQO foi reduzida substancialmente. A eficiência não foi tão acentuada uma vez que se trabalhou com a pior situação possível para o sistema. No caso da rampa com 6% os dez metros adicionais fizeram a diferença uma vez que o valor médio de DQO 29,42% nos 30 m de rampa e 40,17% no ponto de 40 m. As rampas de 4% e 2% alcançaram respectivamente, 18,82%, 25,29% de remoção de matéria orgânica. De forma geral observou-se que maiores taxas de aplicação implicaram num pior desempenho do sistema, uma vez que maiores taxas implicavam em maiores vazões que por sua vez, implicaram em menores tempos de detenção na rampa, ou seja, menos tempo de contato entre o líquido e o consórcio solo-planta-microrganismos.

Figura 35 - A variação na concentração de DQO ao longo do escoamento para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



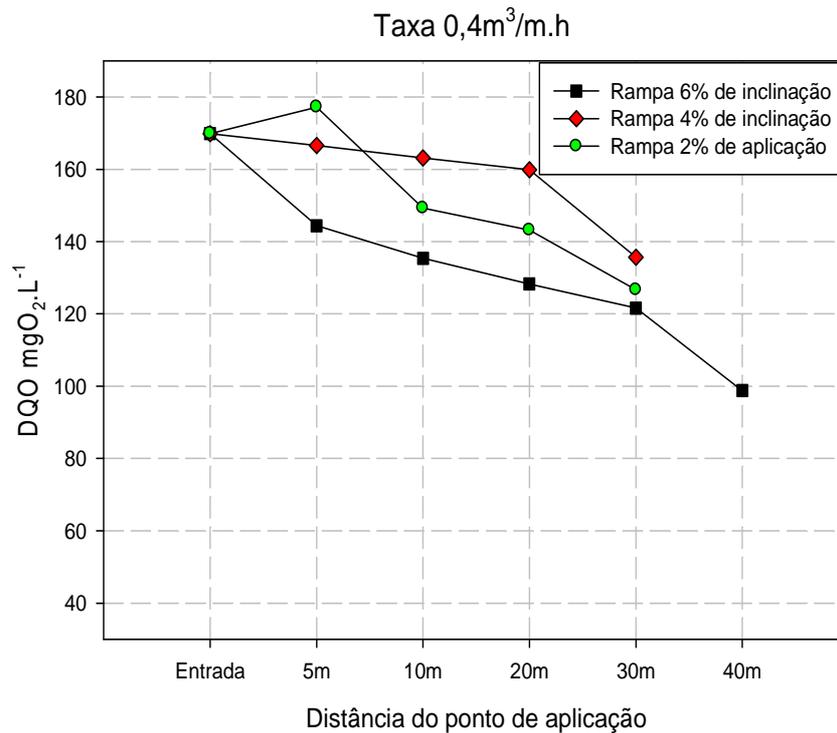
Fonte: Autor (2012)

Figura 36 - A variação na concentração de DQO ao longo do escoamento para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

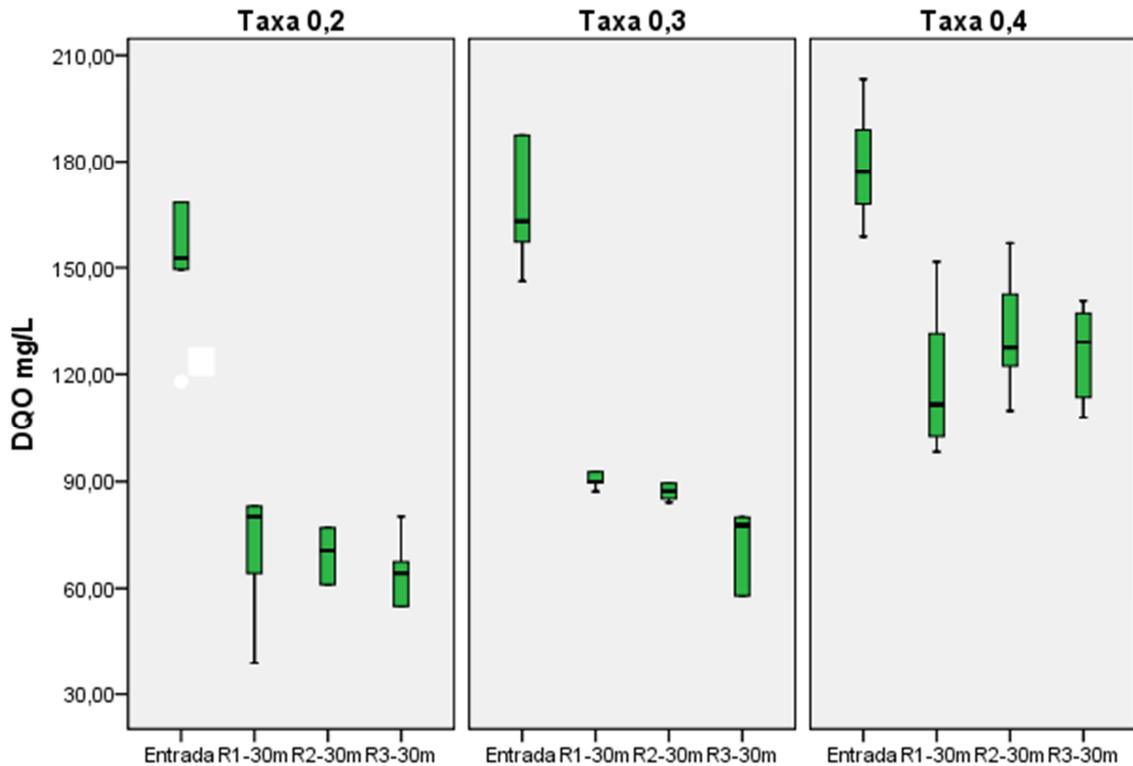
Figura 37 - A variação na concentração de DQO ao longo do escoamento para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

A análise do gráfico bloxplot na Figura 38, mostra certa assimetria nos dados, porém a dispersão para as taxas de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ e $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ não foram muito grande, pois os intervalos interquartis ficaram próximos aos limites extremos do gráfico (bigodes), já a taxa de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ apresentou grande dispersão entre as amostras analisadas. A Figura 38 também mostra que não houve diferença significativa nos valores de saída para cada rampa e para cada vazão testada, possivelmente pelo número pequeno de dados analisados. O aumento do número de amostras pode permitir melhor visualização de possíveis diferenças estatísticas nos valores finais de saída de cada rampa.

Figura 38 - Bloxplot com os valores de DQO para todas as taxas aplicadas



Fonte: Autor (2012)

5.5 Remoção de amônia para as diferentes taxas de aplicação

A remoção de amônia em rampas de escoamento ocorre principalmente por adsorção e conversão em formas mais oxidadas como o nitrato (CERQUEIRA, 2004) *apud* (CORAUCCI FILHO, 1991).

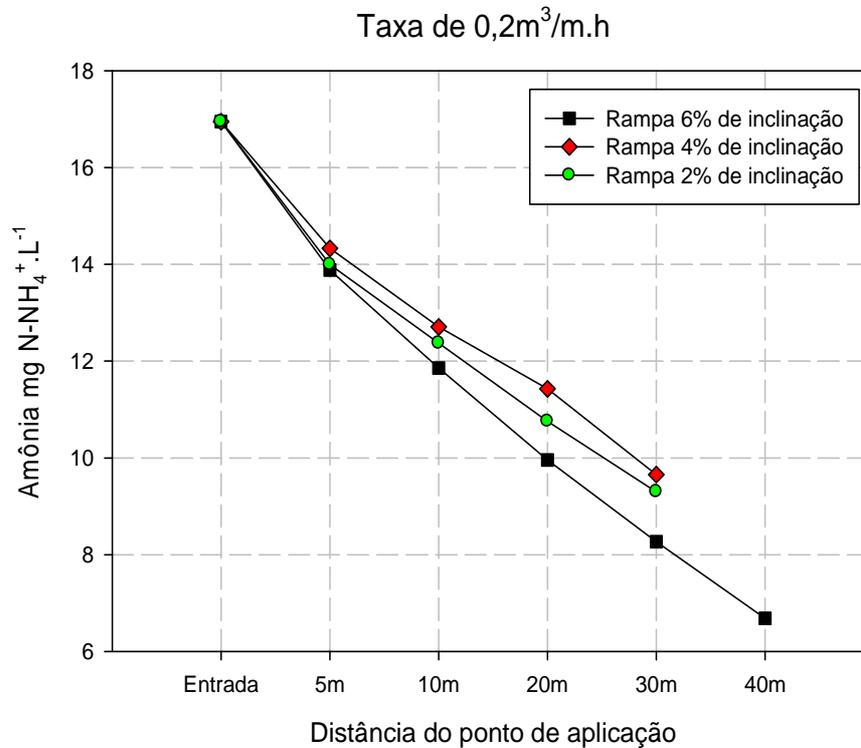
A taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ teve índices de remoção de amônia para rampa de 6% de inclinação que chegaram a 51,20% no ponto 30 m e 60,55% nos 10 metros adicionais. As rampas de 4% de inclinação e 2% de inclinação alcançaram respectivamente, 43% e 45,11% de amônia. Da Figura 39 a Figura 41, mostra a variação na concentração de amônia ao longo do escoamento para todas as taxas de aplicações.

A variação da concentração de amônia usando vazão de $0,3\text{ m}^3/\text{m.h}$, no ponto R1-30 m, alcançou-se 41,88% de remoção e R1-40m, esse valor subiu para 50,91%, assim o incremento de 10 m adicionais foram positivos para a rampa de 6% de inclinação. Já as outras duas conseguiram remoção R2-30 m, 36,75% e R3-30 m, 46,15%.

A rampa com 2% de inclinação teve melhor desempenho, possivelmente por apresentar valores de pH mais próximos ao ideal para nitrificação ao longo do escoamento, mas a maior oxigenação da rampa de 6% de inclinação.

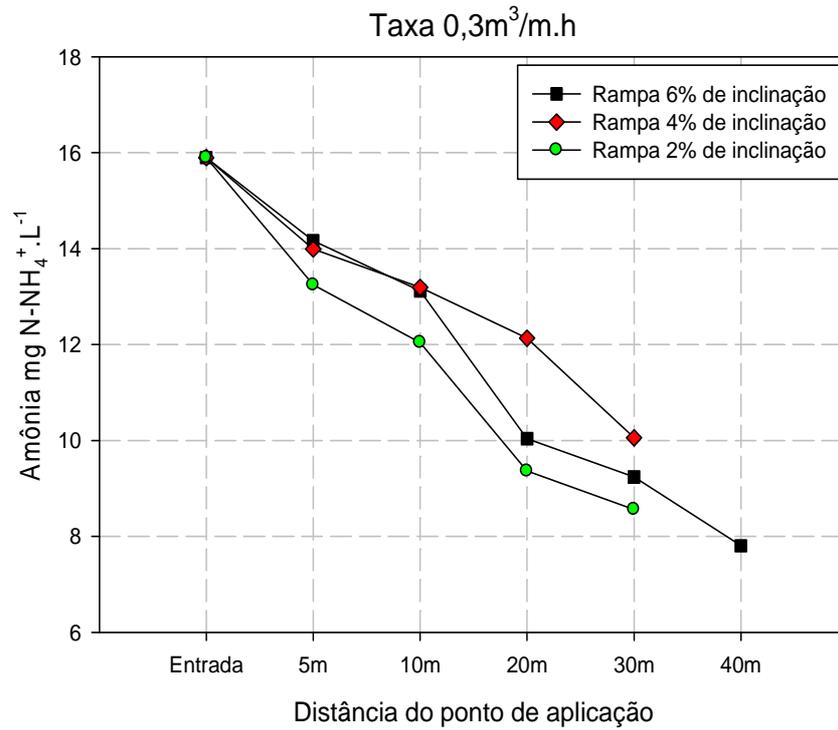
A remoção de amônia ao longo da rampa pode ser observada na, onde o desempenho foi bom. Com valores de 50,62% para os 30 metros da rampa de 6% de inclinação, 50% e 51,78% para as rampas de 4% e 2% respectivamente. Os resultados para remoção de amônia foram próximos, o incremento de 10 metros da rampa de 6% foi positivo, alcançando 61,25% de remoção desse parâmetro.

Figura 39 - A variação na concentração de amônia para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



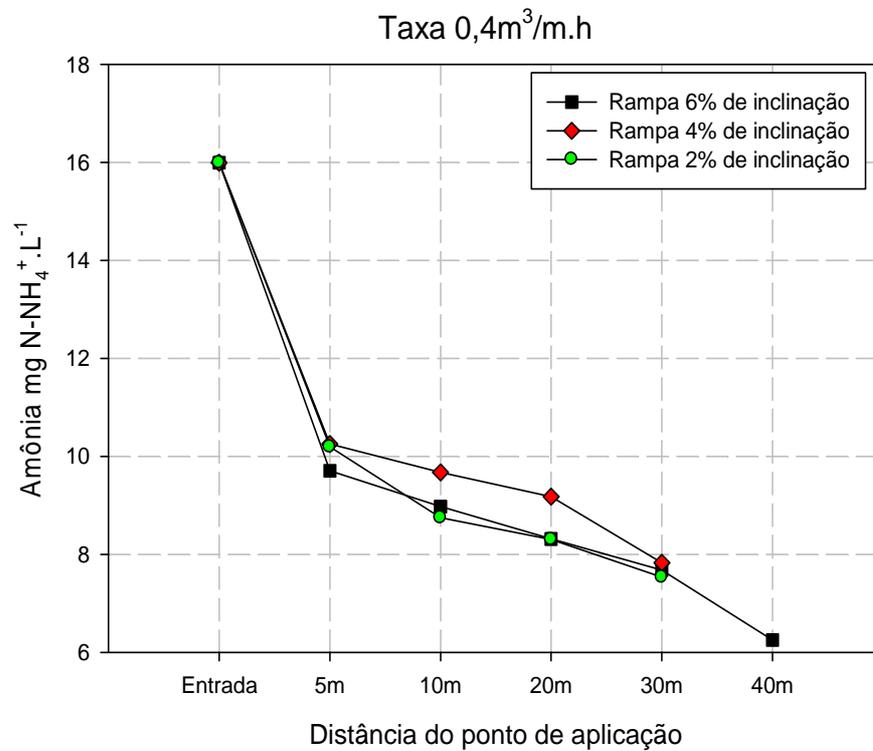
Fonte: Autor (2012)

Figura 40- A variação na concentração de amônia para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 41 - A variação na concentração de amônia para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$

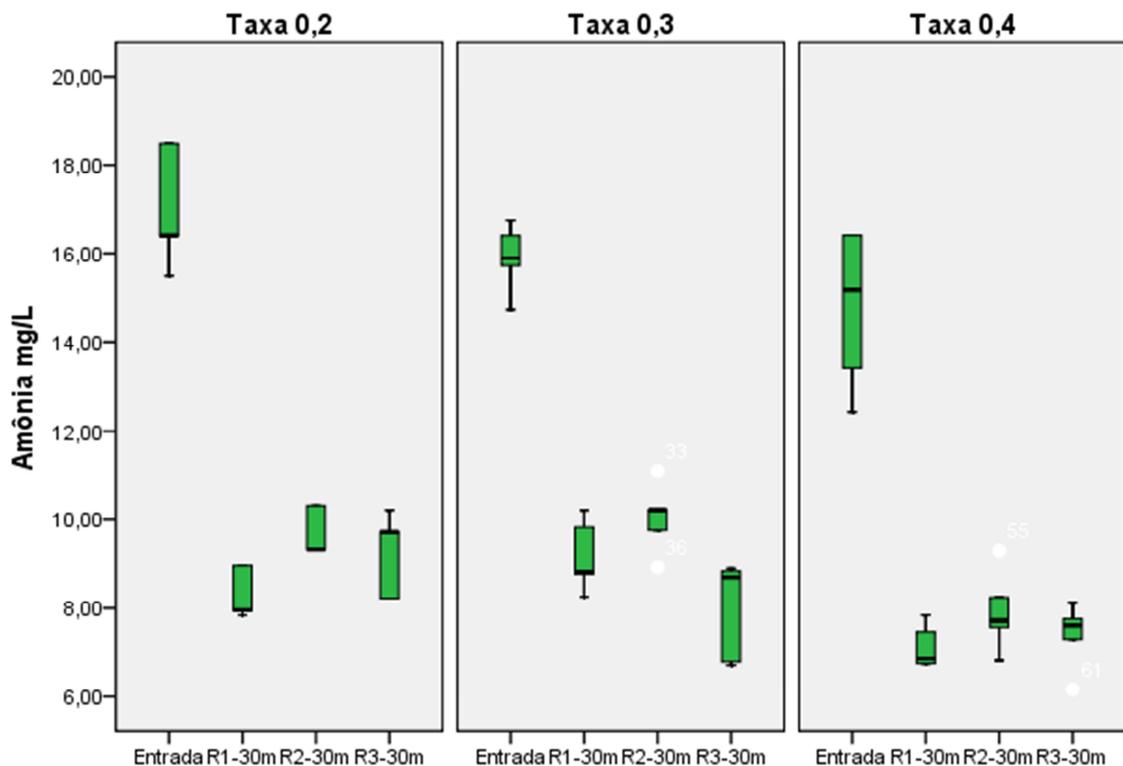


Fonte: Autor (2012)

É possível que a maior oxigenação ocorrida na rampa de 6% de inclinação tenha sido o fator que possibilitou maior remoção de amônia, como pode ser observado na. Vale salientar que o mecanismo de nitrificação está atrelado a concentração de oxigênio e ao pH com valores ótimos entre 6,5 e 7,5 (METCALF; EDDY, 2003), mesmo que os valores de pH tenham ficado acima desse valor ótimo, os valores de nitrato aumentaram e de amônia diminuíram, possivelmente reflexo da nitrificação.

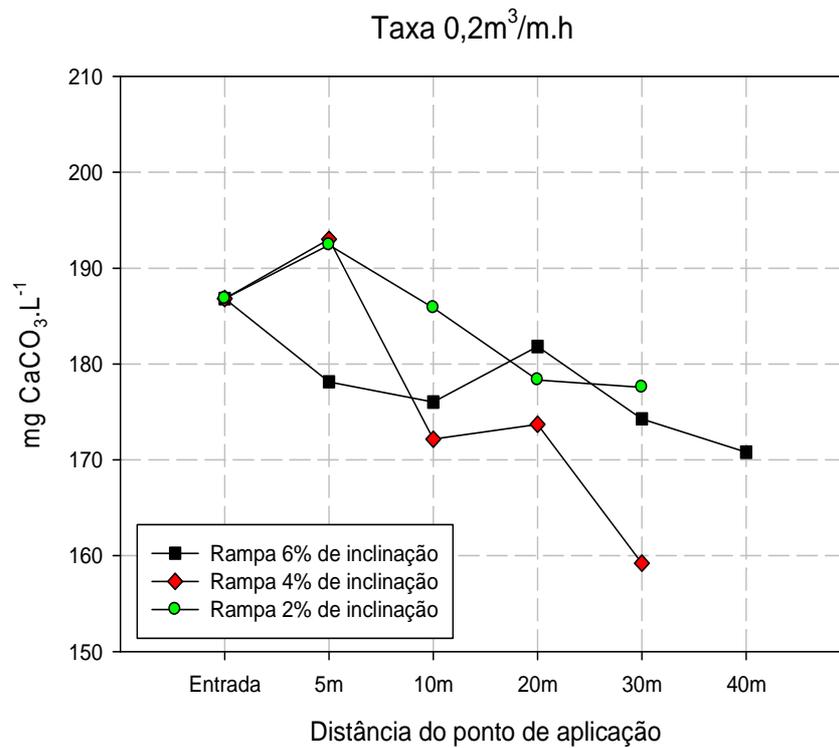
A relação entre amônia/pH determina que espécies podem estar disponíveis no meio. Assim como foi observado na, variações de pH ao longo das rampas de escoamento pode-se observar um aumento significativo de pH, o que provoca o deslocamento do equilíbrio para a volatilização da amônia (METCALF; EDDY, 2003). Assim como ocorrido anteriormente, a alcalinidade sofreu redução como mostra. A Figura 42 apresenta a distribuição dos dados de amônia analisados. As amostras apresentaram valores outliers, porém os demais valores gerais ficaram próximos, sem grandes amplitudes de variação, mostrando que um erro analítico pode ser considerado como explicação.

Figura 42 - Bloxplot com os valores de amônia para todas as taxas aplicadas

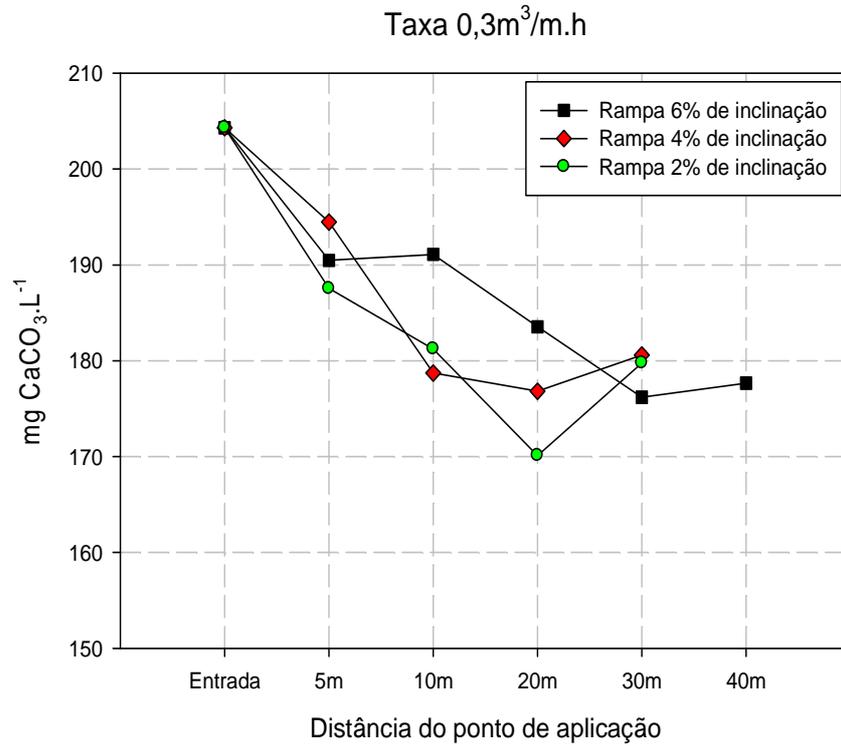


Perfis de consumo de alcalinidade como apresentado da Figura 43 a Figura 45, foram observados no trabalho de Cerqueira (2004), como citado pelo mesmo, nitrificação gera íons H^+ , que consomem a alcalinidade, o que implicaria no consumo de alcalinidade ao longo do escoamento, como pode ser observado pelas figuras.

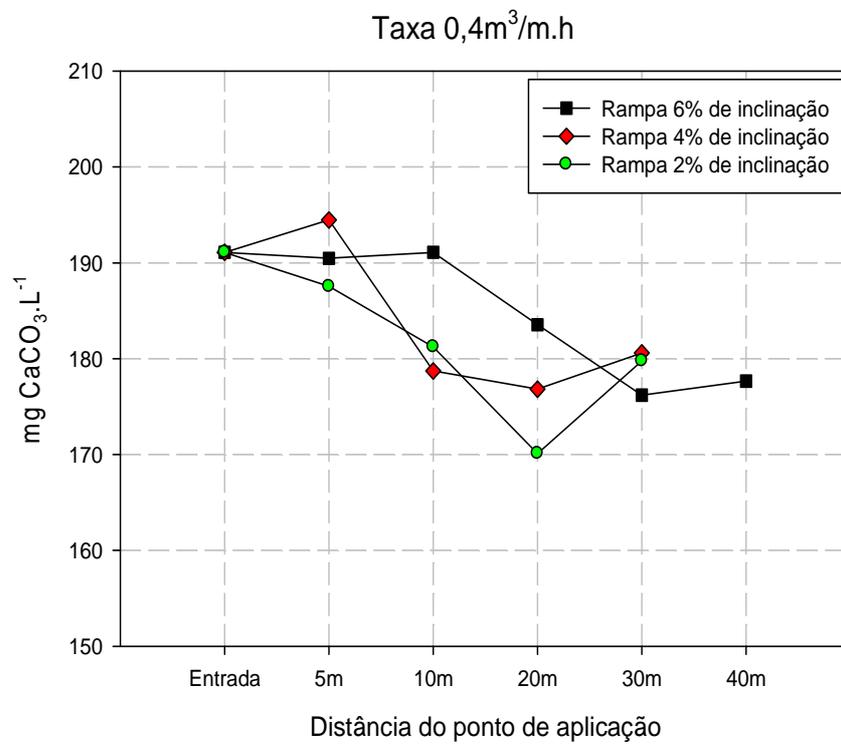
Figura 43- Variação da alcalinidade, para a taxa de aplicação $0,2m^3/m.h$



Fonte: Autor (2012)

Figura 44 - Variação da alcalinidade, para a taxa de aplicação $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

Figura 45 - Variação da alcalinidade, para a taxa de aplicação $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

5.6 Remoção de NTK para as diferentes taxas de aplicação

A remoção de nitrogênio orgânico em escoamento superficial ocorre geralmente por mecanismos físicos (CERQUEIRA, 2004), mas em sistemas predominantemente aeróbios ocorre a amonificação do nitrogênio orgânico (CAMPOS, 1999). É possível que a remoção de NTK tenha sido alcançada por estes mecanismos.

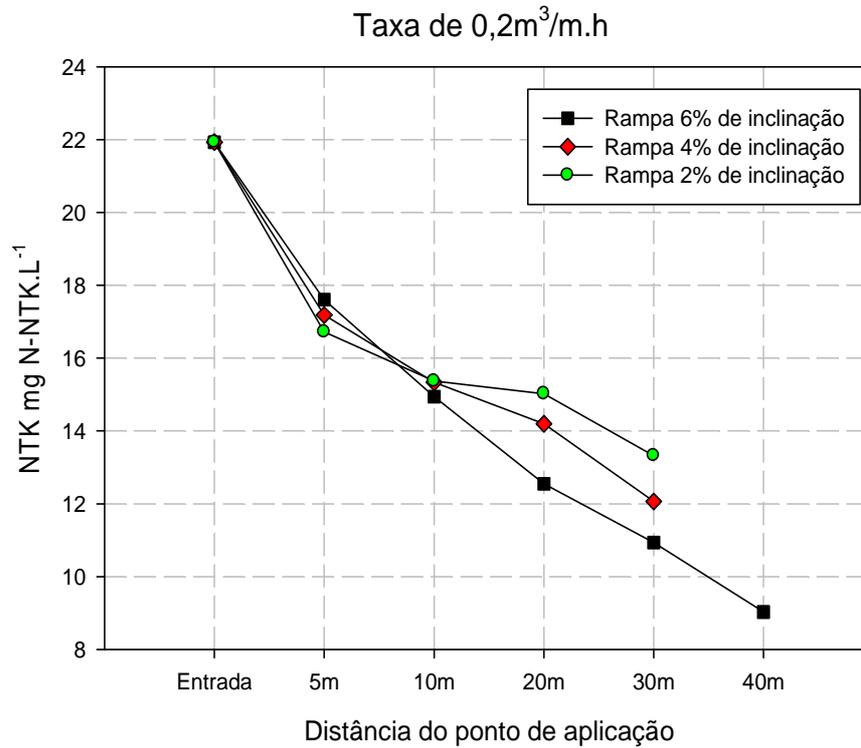
A variação da concentração de NTK ao longo das rampas é mostrada da Figura 46 a Figura 48, em que se observa uma redução ao longo do escoamento superficial. Para a taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ e para uma inclinação de 6%, a eficiência de apenas 51,14% foi obtida para uma rampa de 30 m e de 58,85% para a rampa de 40 m, mostrando que para uma maior extensão obteve-se melhor resultado de remoção de NTK. Com inclinações mais reduzidas, os resultados de remoção de NTK foram inferiores, sendo de 45% e 39,25%, para inclinação de 4% e 2%, respectivamente.

Quanto à remoção de NTK para uma taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ a rampa de 6% de inclinação sobressaiu-se em relação às outras com valores de remoção de R1-30m: 46,29% e R1-40m: 53,97% no final da rampa, enquanto que a de 4% e 2% alcançaram respectivamente 43,68% e 44,50%. A remoção de NTK pode ter ocorrido tanto por retenção no solo quanto por conversão em amônia.

A rampa de 2% promoveu melhor remoção de nitrogênio orgânico possivelmente por permitir um maior tempo de contato para esta vazão. Uma vez que o principal mecanismo de remoção baseia-se na adsorção pelo solo (SMITH; SCHROEDER, 1985; PAGANINI, 1997). A Rampa de 6% de inclinação só superou a rampa de 2%, nos 10 m adicionais.

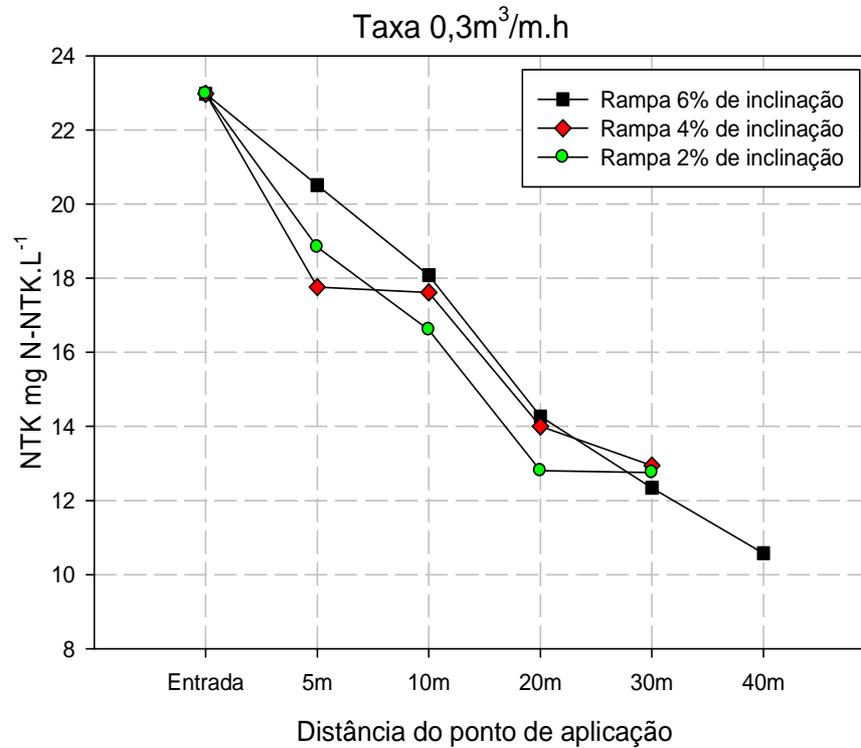
Com efeito, avaliaram-se os efeitos adicionais dos 10 metros extras que existem na rampa 6%. Com valores médios de NTK $9,0378\text{ mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$.

Figura 46 - A variação na concentração de NTK, para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$

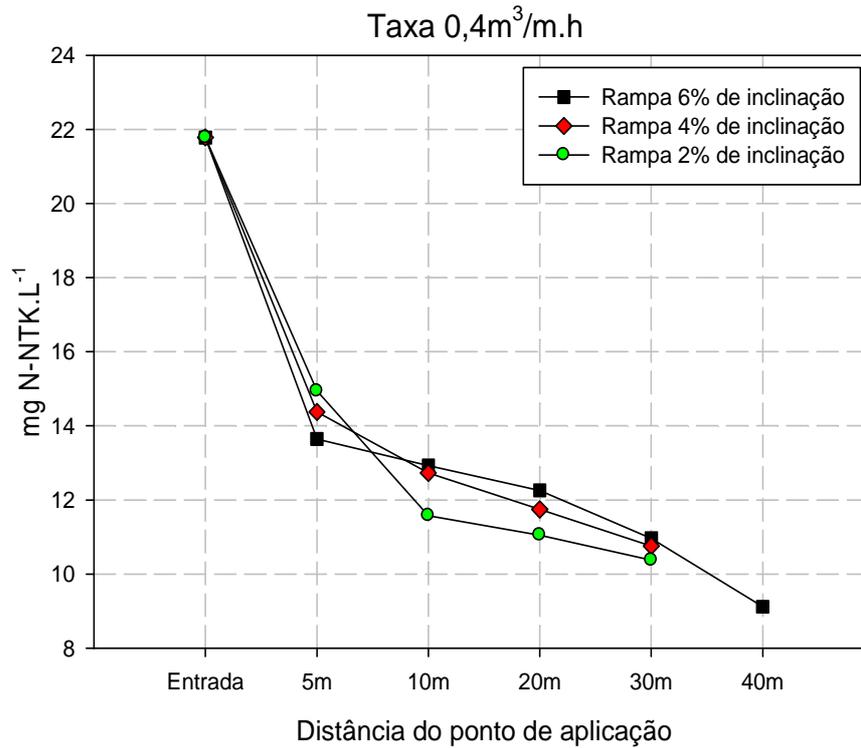


Fonte: Autor, (2012)

Figura 47 - A variação na concentração de NTK, para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$



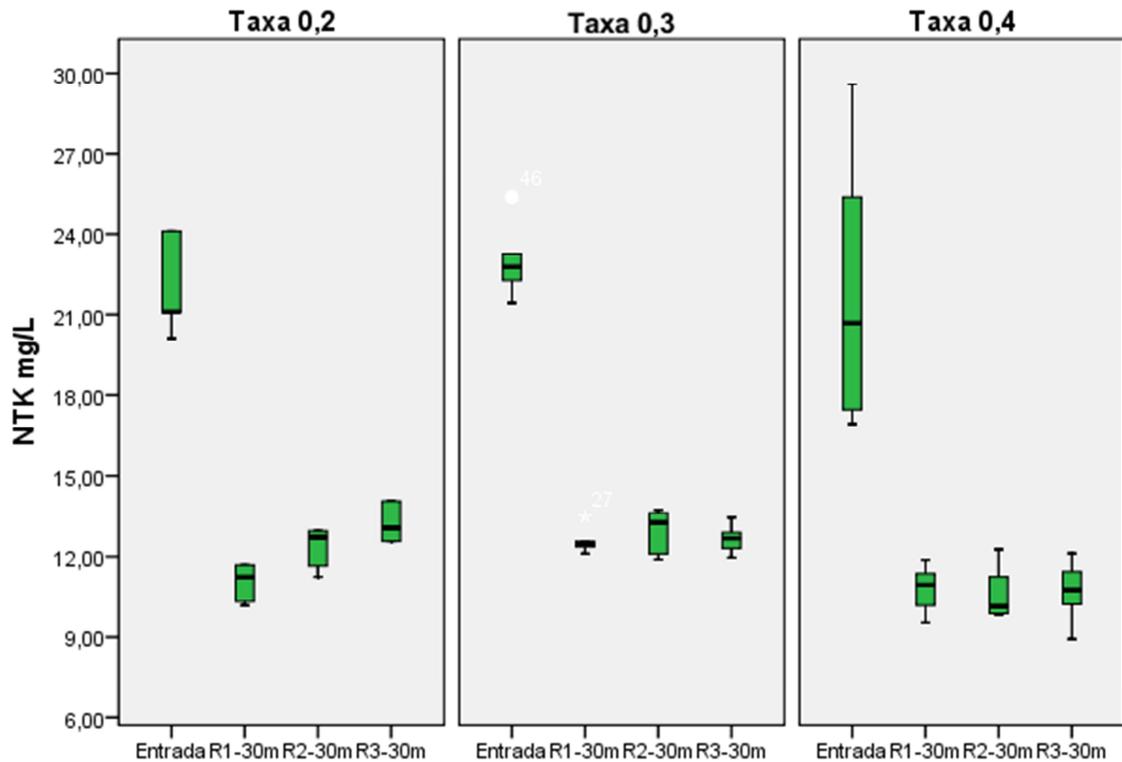
Fonte: Autor, (2012)

Figura 48 - A variação na concentração de NTK, para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor, (2012)

A distribuição dos dados como mostra a Figura 49, foram próximos e sem grandes discrepâncias e sem o aparecimento de *outliers*. Porém, os resultados nas saídas do sistema não apresentaram diferenças significativas, como pode ser observado.

Figura 49 - Bloxplot com os valores de NTK para todas as taxas aplicadas



Fonte: Autor (2012)

5.7 Variação da concentração de nitrato para as diferentes taxas de aplicação

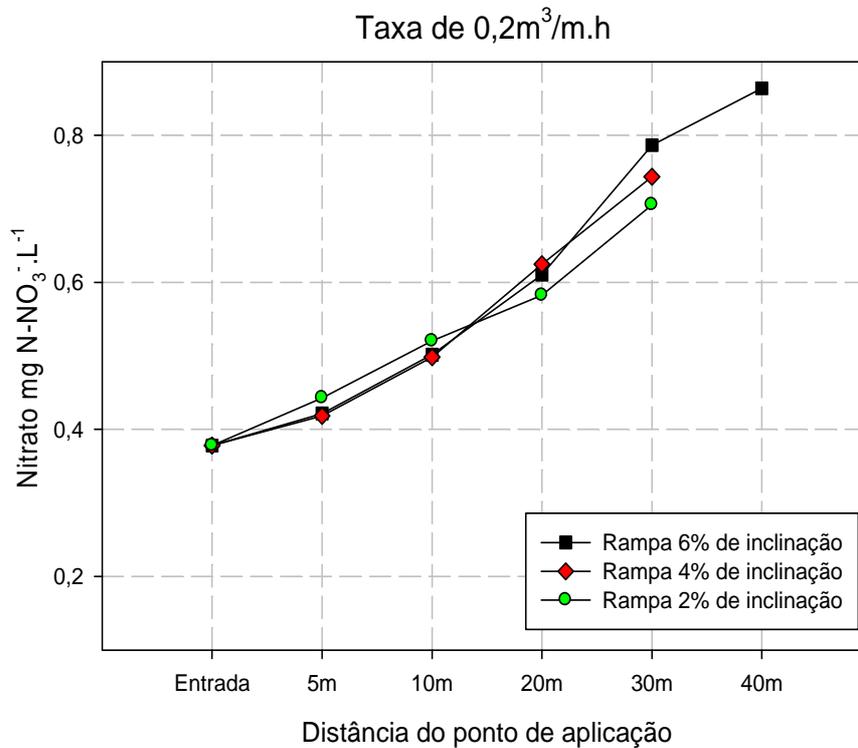
Os valores de nitrato aumentaram em todas as taxas aplicadas e os valores foram bem superiores aos valores de entrada, chegando até mesmo a dobrar, como ocorreu na rampa de 6% de inclinação com valores 108,09% nos 30 metros de rampa e 128,53% no ponto de 40 m. As rampas de 4% e 2% respectivamente de 96,68% e 86,62%, operando com taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ como apresentado na Figura 50. A redução de amônia e NTK mostrado anteriormente e o aumento na concentração de nitrato ao longo da rampa, são um indicativo do mecanismo de nitrificação.

A concentração de nitrato sofreu elevação ao longo das rampas para a taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ como pode ser observado na Figura 51, alcançando valores de R1-30m: 116,79% R1-40m: 147% no final da rampa de 6% de inclinação. As rampas de 4% e 2% chegaram a R2-30m: 101,48% R3-30m: 50,28, possivelmente a inclinação permitiu maior nitrificação, uma vez que se observou nos gráficos anteriores que amônia e NTK diminuam

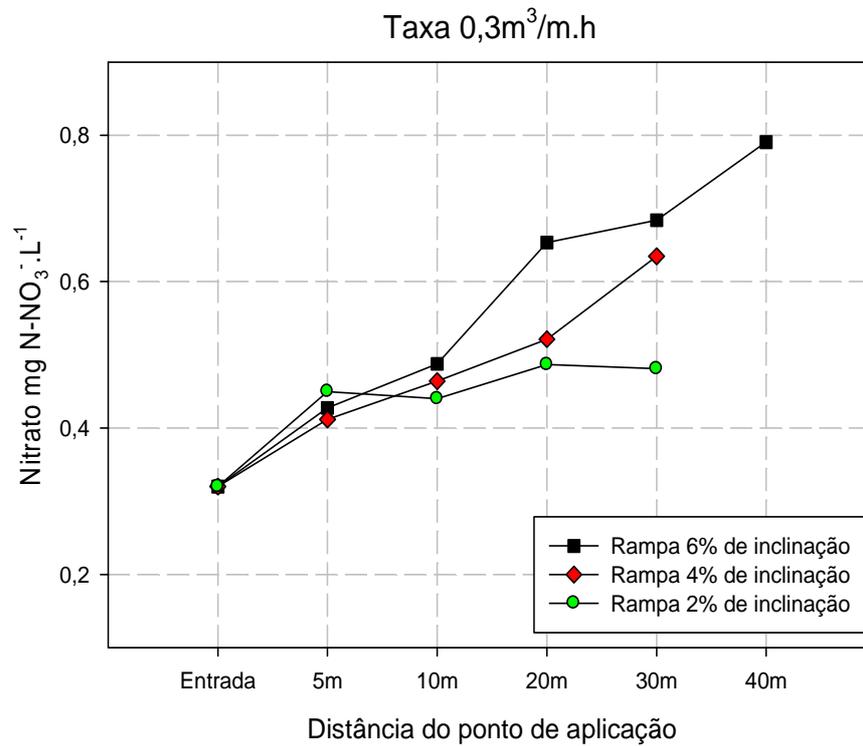
suas concentrações, na medida em que nitrato aumentava. Confirmando a hipótese de nitrificação.

Já para a taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ mostrada na Figura 52 observa-se o perfil de concentração de nitrato ao longo da rampa, usando-se valores médios. Os 10 m adicionais de rampa permitiram maior nitrificação do efluente como pode ser observado. A rampa com 6% de inclinação promoveu maior nitrificação do efluente, onde os 10 m adicionais foram relevantes melhorando o desempenho do sistema alcançando valores médios na saída de $0,7447\text{ mg N-NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$ ou 311,11%. As rampas de 4% e 2% de inclinação alcançaram 233,33% e 277,78%.

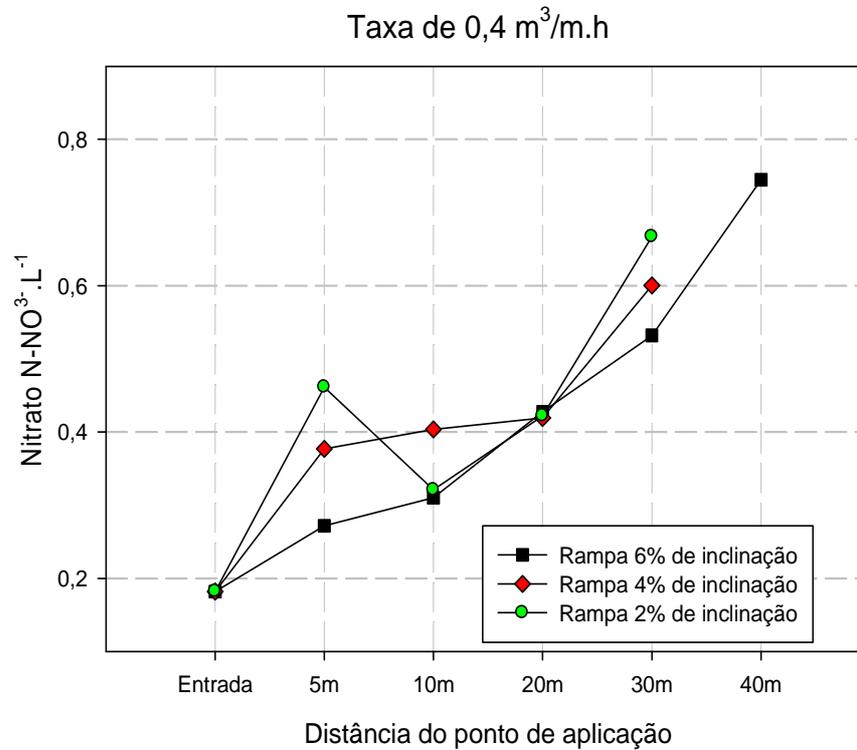
Figura 50 - A variação na concentração de nitrato para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 51 - A variação na concentração de nitrato para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ 

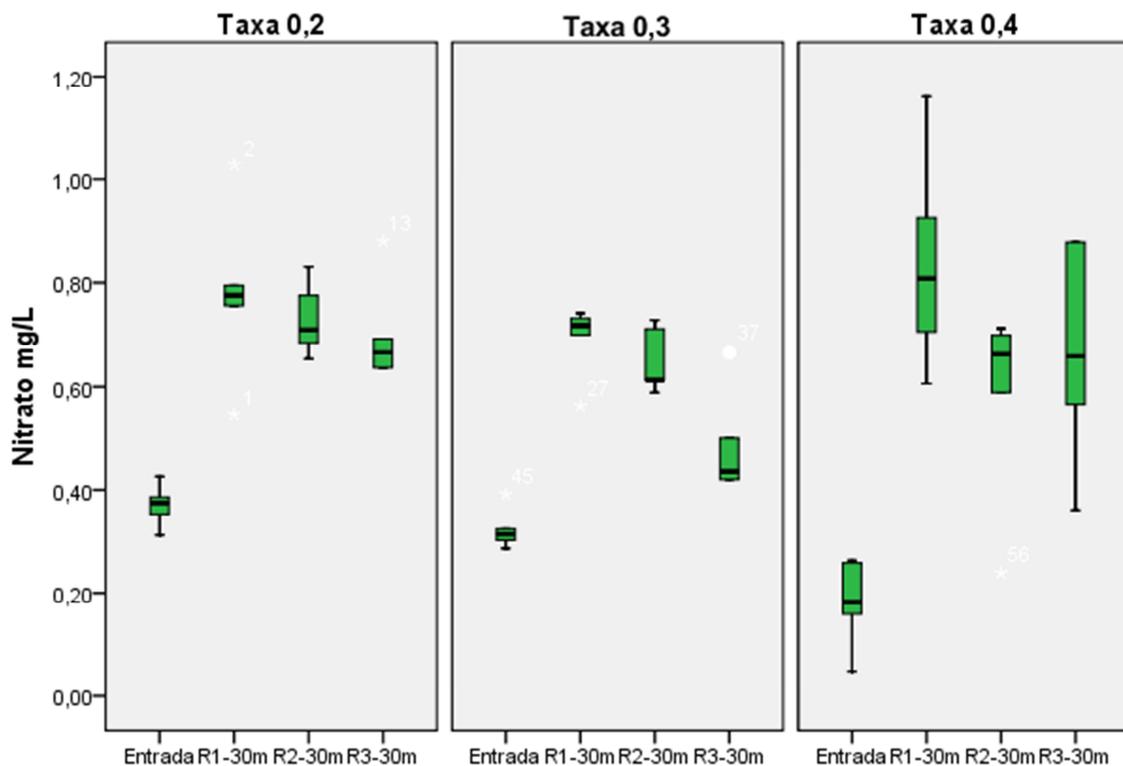
Fonte: Autor (2012)

Figura 52 - A variação na concentração de nitrato para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

A distribuição dos dados de nitrato relativos à saída das rampas mostra simetria nos dados da rampa de 6% de inclinação (R1-30 m) e na rampa com 2% de inclinação (R3-30 m) e o aparecimento de um *outlier*, na rampa de 4% de inclinação cuja fonte é de possível erro analítico. A Figura 53, apresenta como os valores de nitrato se dispersaram, com pequenas dispersões na entrada e nos 30 m da rampa de 6%, os valores de nitrato foram dispersos nas outras duas.

Figura 53 - Bloxplot com os valores de nitrato para todas as taxas aplicadas



Fonte: Autor (2012)

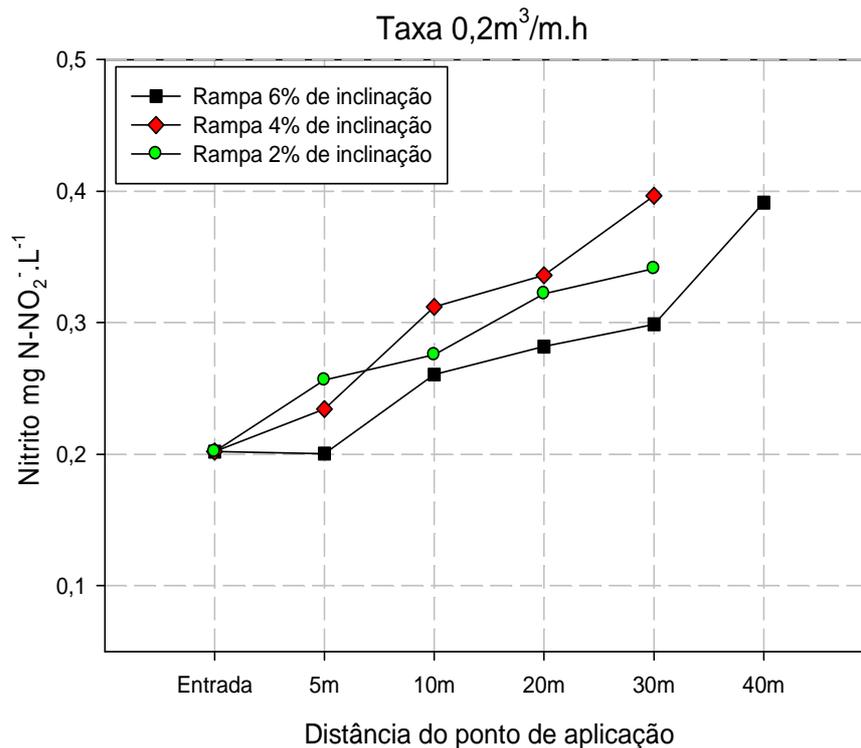
5.8 Nitrito

Os resultados apontam para a ocorrência de nitrificação ao longo da rampa como mostra a, no ponto 30 m tiveram um valor 47,92% maior em relação ao valor médio de entrada, e no ponto de 40 m esse valor saltou para 93,72%. As rampas de 4% e de 2% tiveram respectivamente 105,16% de conversão e 68,86%.

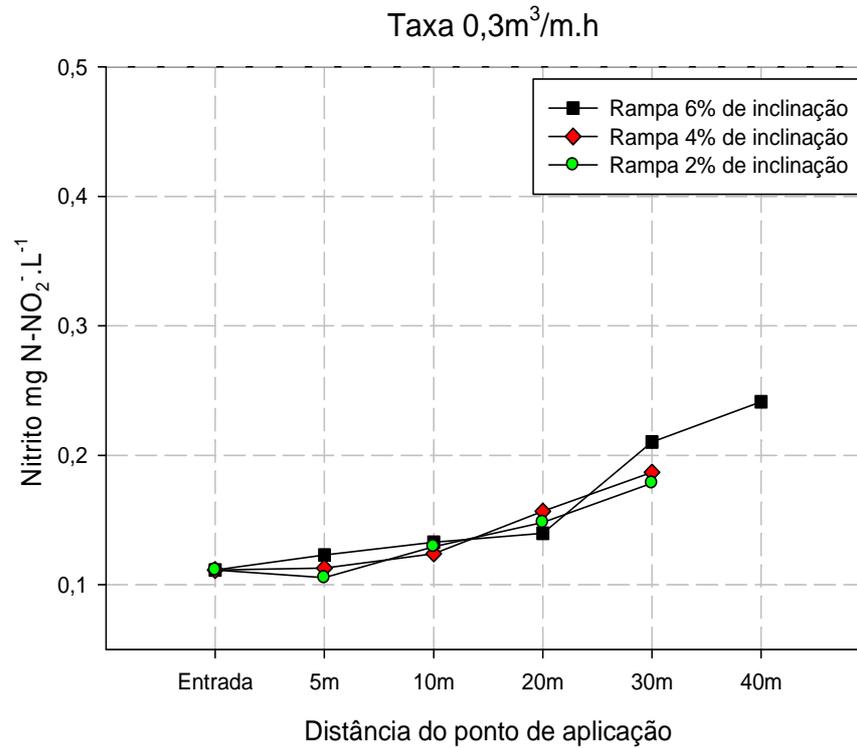
Segundo Melo; Silva; Lima (2006), nitritos são instáveis e se oxidam facilmente, o aumento da concentração de nitrito mostrado na, mostra o efeito da nitrificação com valores de R1-30m: 88,84% e R1-40m: 116,61% para a rampa de 6% de inclinação. A rampa de 4% e 2% alcançaram R2-30m: 67,72% e R3-30m: 60,35%. Novamente há um indicativo da nitrificação ao longo do escoamento com o aumento da concentração de nitritos.

Como intermediário entre amônia e nitrato, a instabilidade espécie química nitrito pode ser o motivo principal para dados tão assimétricos como poder observado no gráfico bloxplot. Os valores ao longo da rampa foram oscilantes, porém crescentes, provavelmente devido ao mecanismo da nitrificação. Alcançando valores de 111,2% e 100% nos 30 e 40 m da rampa de 6% de inclinação e 119,23% e 108,84% nas rampas de 4% e 2% de inclinação respectivamente.

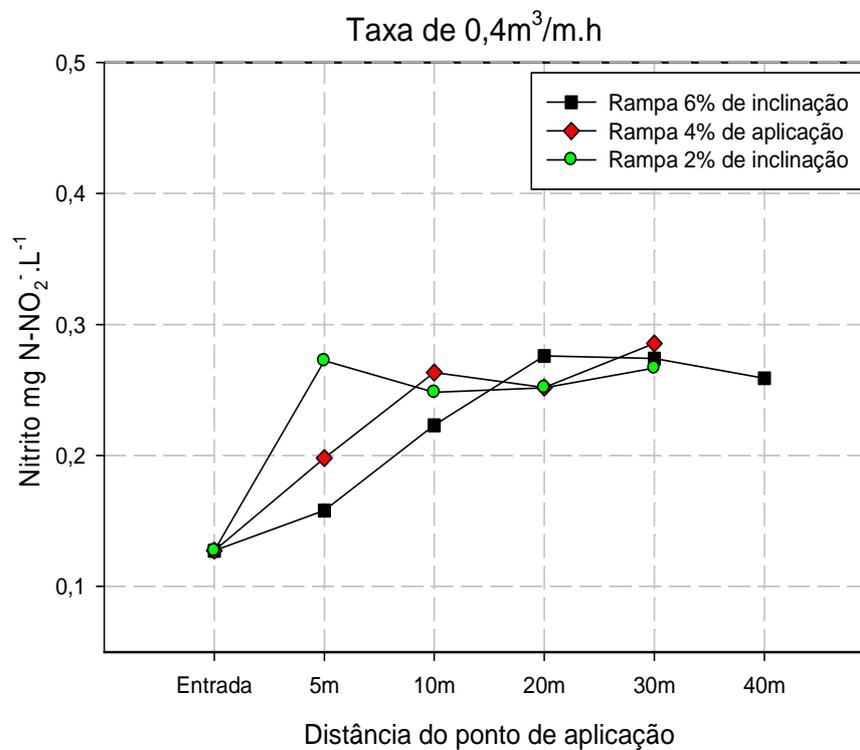
Figura 54 - A variação na concentração de nitrito para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 55 - A variação na concentração de nitrito para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ 

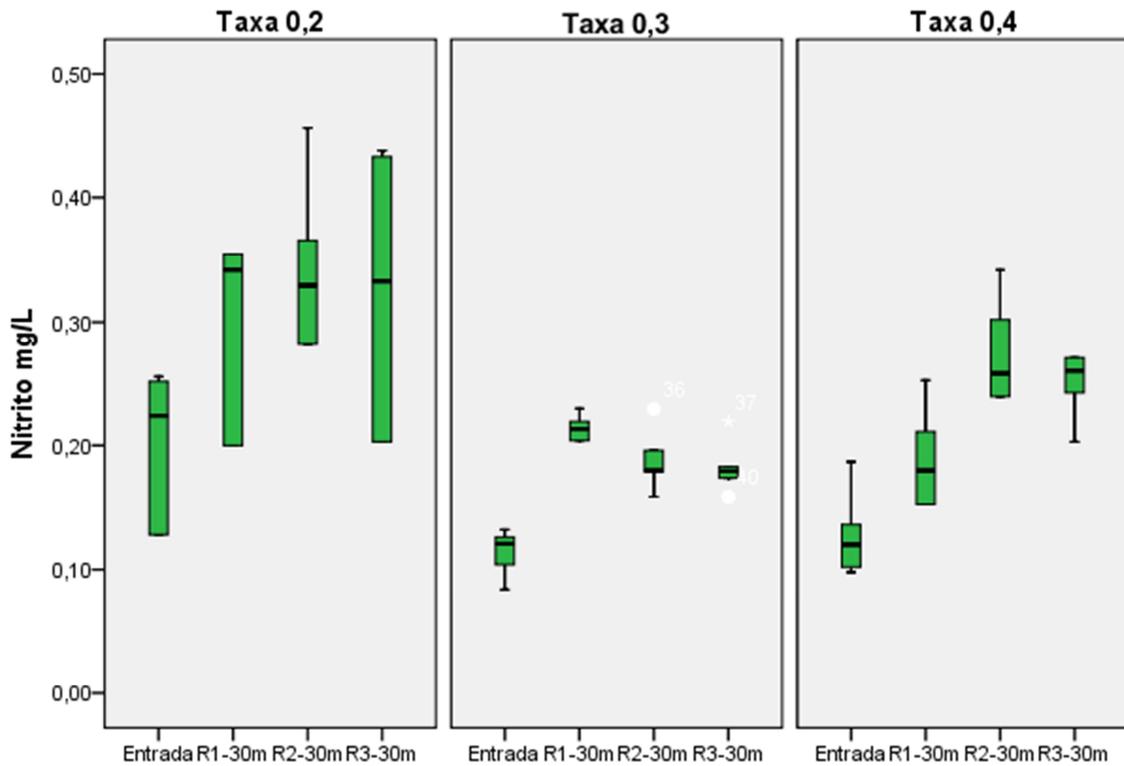
Fonte: Autor (2012)

Figura 56 - A variação na concentração de nitrito para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor (2012)

Os valores encontrados de nitrito foram estatisticamente dispersos, como visto na Figura 57. Uma vez que este composto é muito instável e é possível que este tenha sido o principal motivo de valores tão dispersos. Na Figura 57 é mostrada a distribuição dos dados referentes a nitrito, os de entrada apresentaram para as taxas de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ e $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ apresentaram certa simetria e distribuição uniforme. Quanto aos resultados de saída das rampas pode-se observa que não houve diferença significativa nos valores finais, possivelmente pelo número limitado de amostras, bem como pela instabilidade do composto, como já foi citado.

Figura 57 - Bloxplot com os valores de nitrito para todas as taxas aplicadas



Fonte: Autor (2012)

5.9 Balanço de massa para a série de nitrogênio

O intuito de mostrar o balanço de massa de um sistema é visualizar numericamente onde se realocou cada componente depois de uma reação (FELDER; ROUSSEAU, 2009). Para realizar um balanço de massa é necessário conhecer todas as frações dos componentes do sistema, ou na pior das hipóteses, o máximo possível.

A Figura 59, mostra um balanço geral para a série de nitrogênio, admitindo o estado estacionário do sistema. Uma das maiores dificuldades para modelar o sistema de escoamento superficial como um reator PFR (*plug flow reactor*) está no fato de o sistema permitir a troca de massa com o meio ao redor, caracterizando um sistema aberto à transferência de massa. Uma vez que neste trabalho não foi possível quantificar os valores de infiltração e evaporação, adotou-se reuni-los em uma variável única, que permitisse fechar o balanço.

Usando-se os valores de entrada e saída das rampas calculou-se quanto de nitrogênio foi removido do sistema, englobando os mecanismos de assimilação, nitrificação, desnitrificação, adsorção. Como estes parâmetros não podiam ser quantificados independentemente optou-se por reuni-los na variável: N_2 /assimilação.

Os valores utilizados no cálculo do balanço de massa podem ser observados da Tabela 9 a Tabela 11, os valores de remoção de nitrogênio apontam para um melhor desempenho da rampa com 6% de inclinação, que obteve os maiores índices de remoção total. A rampa com 4% de inclinação teve valores de remoção superiores a 40% e teve valores similares a de 2% de inclinação. Possivelmente a maior oxigenação da rampa de 6% de inclinação favoreceu a nitrificação, propiciando maior remoção de nitrogênio total.

Tabela 9 - Valores de entrada e saída utilizados no cálculo do balanço de massa. Taxa de 0,2m³/m.h

	Afluente (mg/h)			Efluente (mg/h)		
	NTK	Nitrito	Nitrato	NTK	Nitrito	Nitrato
Rampa 1 (6%)	17.629	160	306	7.200	304	704
Rampa 2 (4%)	17.629	160	306	9.600	320	608
Rampa 3 (2%)	17.629	160	306	11.024	278	560
Balanço de massa						
	NTK	Nitrito	Nitrato	N ₂ e Assimilação	Soma	
Rampa 1 (6%)	39,8%	1,7%	3,9%	-54,6%	100%	
Rampa 2 (4%)	53,1%	1,8%	3,4%	-41,8%	100%	
Rampa 3 (2%)	60,9%	1,5%	3,1%	-34,4%	100%	

Fonte: Autor (2012)

Tabela 10 - Valores de entrada e saída utilizados no cálculo do balanço de massa. Taxa de 0,3m³/m.h

	Afluente (mg/h)			Efluente (mg/h)		
	NTK	Nitrito	Nitrato	NTK	Nitrito	Nitrato
Rampa 1 (6%)	27.614	134	384	12.360	288	960
Rampa 2 (4%)	27.614	134	384	15.600	222	768
Rampa 3 (2%)	27.614	134	384	15.240	216	576
Balanço de massa						
	NTK	Nitrito	Nitrato	N ₂ e Assimilação	Soma	
Rampa 1 (6%)	43,9%	1,0%	3,4%	-51,6%	100%	
Rampa 2 (4%)	55,5%	0,8%	2,7%	-41,0%	100%	
Rampa 3 (2%)	54,2%	0,8%	2,0%	-43,0%	100%	

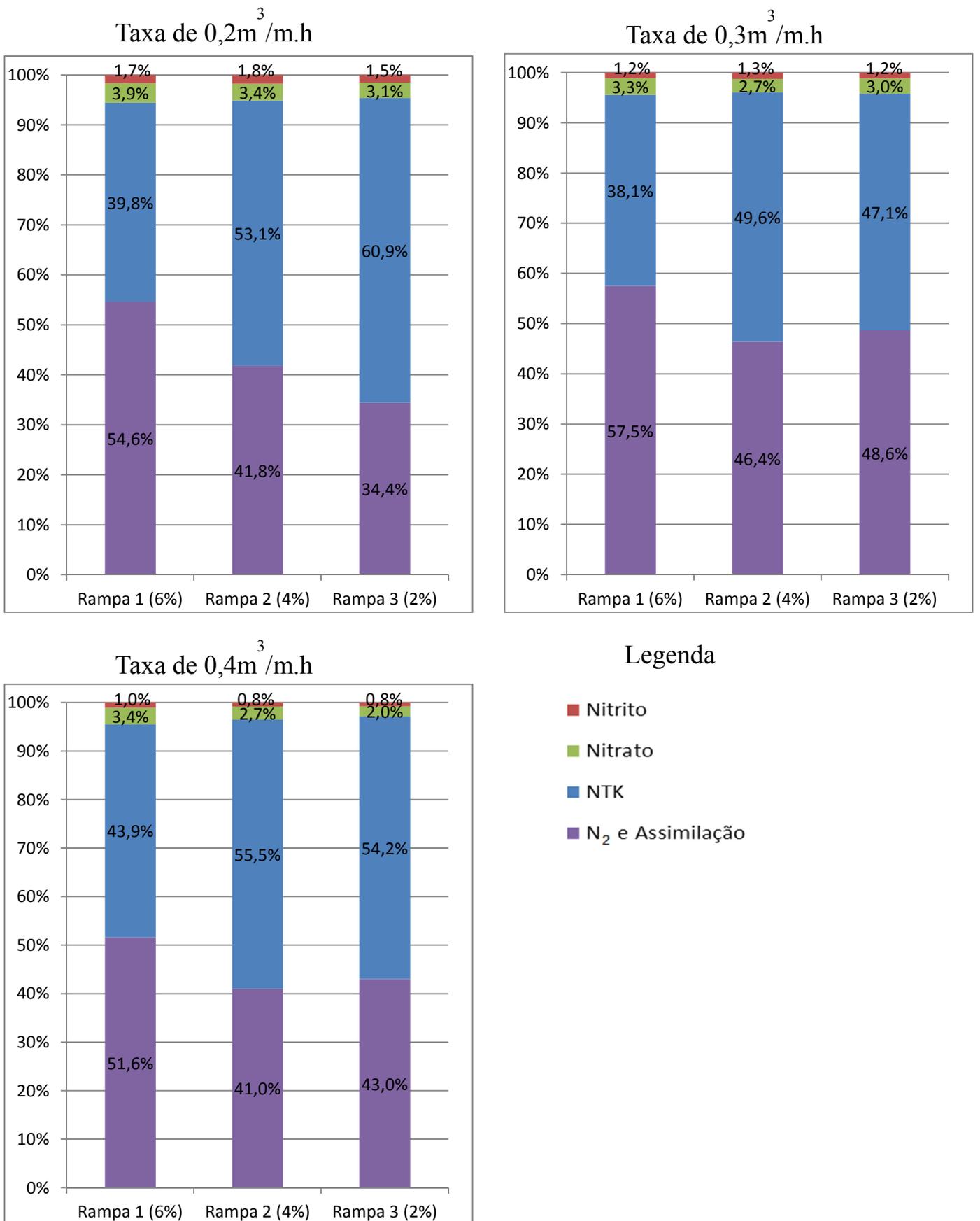
Fonte: Autor (2012)

Tabela 11 - Valores de entrada e saída utilizados no cálculo do balanço de massa. Taxa de 0,4m³/m.h

	Afluente (mg/h)			Efluente (mg/h)		
	NTK	Nitrito	Nitrato	NTK	Nitrito	Nitrato
Rampa 1 (6%)	35.221	211	298	13.600	416	1.168
Rampa 2 (4%)	35.221	211	298	17.734	456	960
Rampa 3 (2%)	35.221	211	298	16.837	424	1.088
Balanço de massa						
	NTK	Nitrito	Nitrato	N ₂ e Assimilação	Soma	
Rampa 1 (6%)	38,1%	1,2%	3,3%	-57,5%	100%	
Rampa 2 (4%)	49,6%	1,3%	2,7%	-46,4%	100%	
Rampa 3 (2%)	47,1%	1,2%	3,0%	-48,6%	100%	

Fonte: Autor (2012)

Figura 58 - Gráficos com os balanços de massa para as diferentes taxas de aplicações utilizadas



Fonte: Autor (2012)

5.10 Remoção de fósforo

A remoção de fosforo para a taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ foi: rampa 6% alcançou valores de 30,66% no ponto relativo a 30 metros de rampa e 33,86% no ponto de 40 metros. As rampas de 4% e 2% tiveram pior desempenho alcançando valores de 24,63% e 27,94% respectivamente. A Figura 59, mostra como essa concentração variou ao longo do escoamento. A análise de dispersão estatística mostrada na Figura 59 revela que os dados foram dispersos e assimétricos, com valores extremos bem definidos para a rampa de 2% de inclinação.

Em termos percentuais a remoção de fósforo total para a vazão de $0,3\text{ m}^3/\text{m.h}$, apresentou os seguintes resultados: Rampa de 6% de inclinação, 18,19% com 30 metros e 24,52% nos 40 metros finais. Já as rampas de 4% e 2% tiveram, respectivamente, 19,61% e 22,58%. A Figura 59, mostra a variação de fósforo total ao longo das rampas e a correlaciona a concentração de fósforo total em termos de distância e pH.

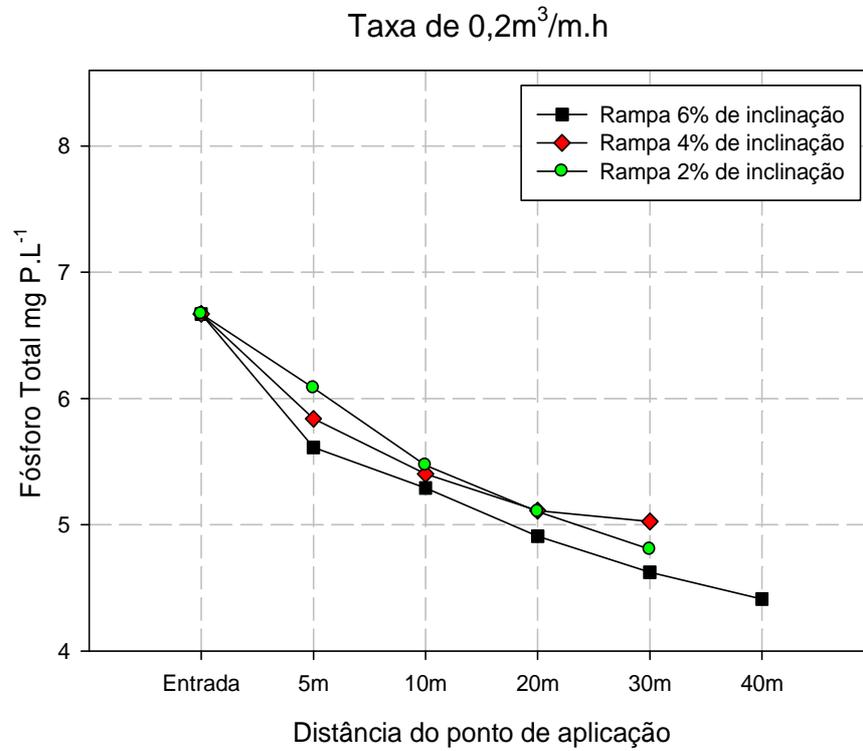
O sistema operando com vazão de $0,4\text{ m}^3/\text{m.h}$ obteve pior desempenho em termos de remoção de fósforo total. Como citado anteriormente, era esperado que maiores vazões implicassem em menor capacidade de remoção, como pode ser observado na Figura 59. Para a rampa de 6% de inclinação os resultados de eficiência de remoção de fósforo total para 30 m e 40 m foram respectivamente, 17,16% e 19,65%. As rampas de 4% e 2% apresentaram valores bem próximos, sendo, respectivamente, 15,98% e 19,58%. A rampa de 6% só obteve melhor desempenho pelo fato de possuir 10 m adicionais.

Segundo Loures *et al.* (2006), na disposição dos esgotos no solo por escoamento superficial, a remoção do fósforo dá-se: por precipitação química com alumínio e ferro e na forma de fosfato de cálcio, $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, por adsorção no complexo de troca e na superfície das argilas, e por absorção pela vegetação em crescimento nas rampas de tratamento (PAGANINI, 1997). Para que este último fator de remoção do fósforo possa ser potencializado, recomenda-se que a frequência de cortes e a retirada da biomassa sejam as mais numerosas possíveis, minimizando sua concentração no solo da área de tratamento.

A possível capacidade de remoção do fósforo pode estar relacionada com a elevação do pH na lâmina de efluente. A disponibilidade do fósforo às plantas tem estreita relação com o pH (PEREIRA, 2009). A redução de uma unidade no valor do pH da solução do solo pode aumentar aproximadamente dez vezes a concentração de fósforo no solo. (RAIJ, 2004). A maior solubilidade de fósforo segundo (RAIJ, 2004), ocorre em $\text{pH} = 6,0$ no caso da existência simultânea de vários compostos de fósforo, o que acontece nos solos.

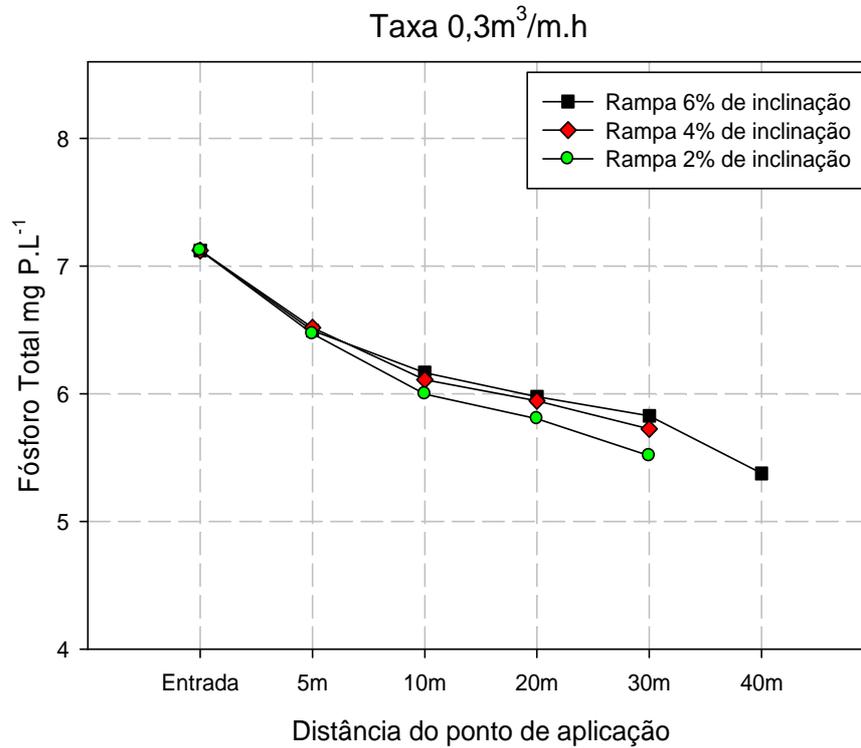
Assim a baixa disponibilidade de fósforo para ser utilizado pelas plantas implicou que o principal mecanismo de remoção de fósforo nas rampas foi a adsorção, ou seja, a capacidade de retenção por parte do solo.

Figura 59 - A variação na concentração de Fósforo total para taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$



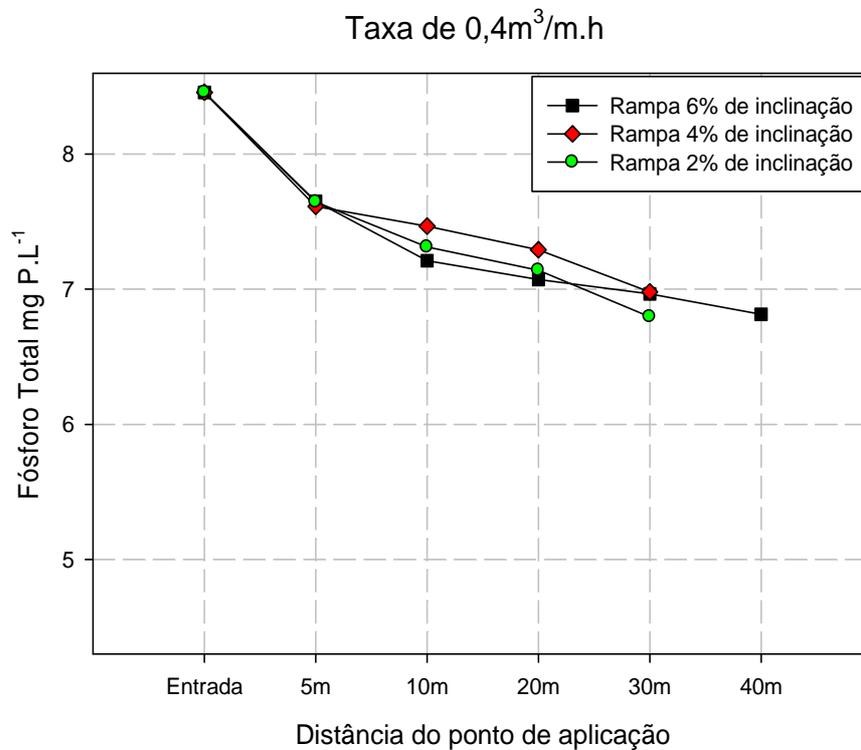
Fonte: Autor (2012)

Figura 60 - A variação na concentração de Fósforo total para taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor (2012)

Figura 61 - A variação na concentração de Fósforo total para taxa de aplicação de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$

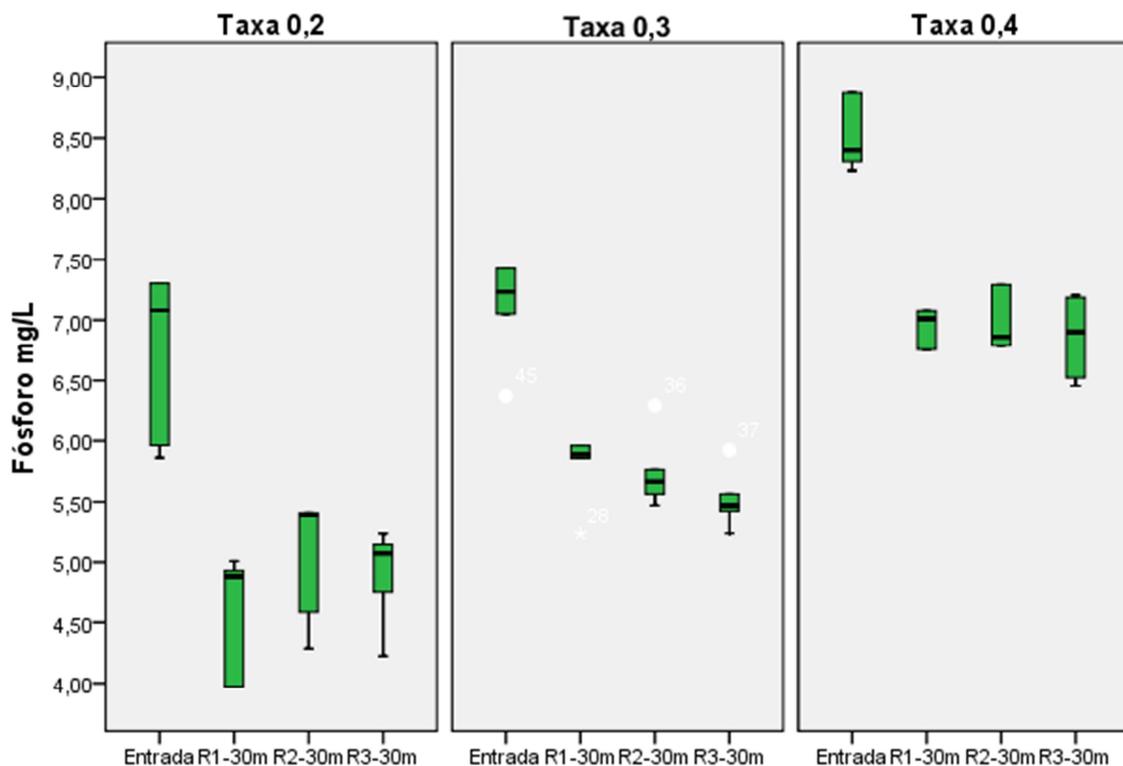


Fonte: Autor (2012)

Como a disponibilidade de fósforo solúvel é função do pH, pode-se observar que as rampas de 4% e 2% tiveram aumentos significativos de pH, como foi mostrado na Figura 26 o que acredita-se ser o fator principal para os índices de remoção tão baixos como 15,98%, na realidade era de se esperar que esse aumento do valor de pH permitisse maior retenção de fósforo pelas rampas, porém este fato não foi observado. Segundo Cerqueira (2004), pode-se melhorar o desempenho adicionando cloreto férrico ao solo. Porém, essa remediação provocaria aumento no custo do tratamento, o que foge a pretensão deste trabalho. Os gráficos para as outras vazões, $0,2 \text{ m}^3/\text{m.h}$ e $0,3 \text{ m}^3/\text{m.h}$, apresentaram perfis semelhantes, onde a influência do pH pode ter sido o fator preponderante.

Quanto a distribuição dos dados na saída do sistema observou-se maior dispersão dos dados na taxa de aplicação de $0,2 \text{ m}^3/\text{m.h}$, não houve diferenças significativas em relação aos valores de saída testados, como pode ser observado na Figura 62.

Figura 62 - Bloxplot com os valores de remoção de fósforo total para todas as taxas aplicadas



Fonte: Autor (2012)

5.11 Remoção de clorofila-a

A remoção de clorofila-a para a vazão de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$, alcançou valores interessantes uma vez que esse tipo de sistema tem pouca capacidade de reter material algal. Com valores de remoção de 28,21% na rampa de 6% de inclinação, os 10 m adicionais não melhoraram o desempenho em relação à este parâmetro. Para as rampas de 4% e 2% de inclinação as remoções foram de 19,18% e 43,40% respectivamente. Possivelmente a morfologia das células das microalgas foi o fator determinante, uma maior presença de células filamentosas propiciaria uma maior retenção nas rampas. A Tabela 12 mostra um resumo geral dos valores de remoção de clorofila-a para todas as taxas de aplicação testadas.

Com taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$, a rampa de 2% de inclinação (R3-30 m) alcançou melhores resultados, como visto na Tabela 12, com valores de remoção da ordem de 52,44%. A rampa de 4% (R2-30 m) e 6% de inclinação (R1-30 m) apresentaram eficiências de remoção de clorofila-a de 37,40 e 35,63%, respectivamente. O incremento de 10 metros da rampa de 6%, não apresentou resultados significantes quanto à remoção de clorofila-a.

Tabela 12- Valores de remoção de clorofila-a para todas as taxas de aplicação

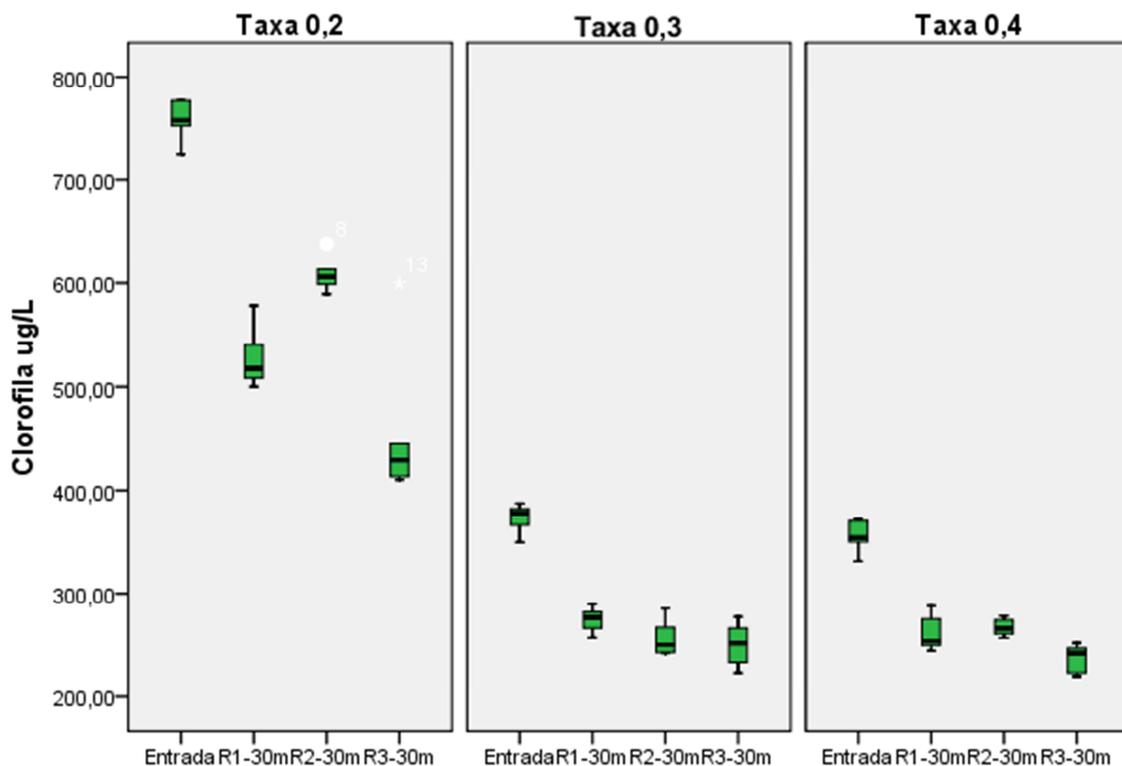
Remoção de clorofila-a			
Taxa de aplicação	Rampa 6% (30m)	Rampa 4%	Rampa 2%
$0,2\text{m}^3/\text{m.h}$	28,21%	19,18%	43,40%
$0,3\text{m}^3/\text{m.h}$	35,63%	37,40%	52,44%
$0,4\text{m}^3/\text{m.h}$	25,54%	25,54%	33,50%

No trabalho de Santos (2012), cultivando peixes ornamentais usando o mesmo efluente, identificou os grupos de microalgas presentes no efluente, segundo o mesmo a classe dominante foi a *Euglenophyceae*, apresentando 28,57% do volume analisado, e dividida em dois gêneros, *Euglena sp.* e *Phacus sp.*, a outra classe dominante foi a *Cyanophyceae* com 23,81% e representada apenas pelo gênero *Planktothrix sp.* A terceira classe dominante foi *Chlamydomonadales*, com 19,05%, representada pelas *Chlamydomonas sp.* (SOLDATELLI; SCHWARZBOLD, 2010) estudando lagoas de maturação observaram que as classes

Cyanophyceae e *Chlamydothyceae* possuíam maior densidade que as outras classes de microalgas. Segundo Smith; Schroeder (1985) citado por Cerqueira (2004), a remoção de microalgas fica dependente da espécie e do número presente no efluente. É possível que estes gêneros que predominaram no efluente, possuam morfologia mais filamentosa o que pode justificar a remoção de clorofila no sistema de escoamento.

Na Figura 63, observa-se que existe certa simetria na distribuição de frequência dos dados, bem como o não aparecimento de *outliers*. Valores de remoção de clorofila-a alcançados pelas rampas fora de 25,54% para a rampa de 6%, onde novamente os 10 m adicionais não foram representativos em termos de remoção. E para as rampas de 4% e 2% de inclinação respectivamente, 25,54% e 33,50%. A rampa com 2% de inclinação obteve melhor desempenho para esta vazão.

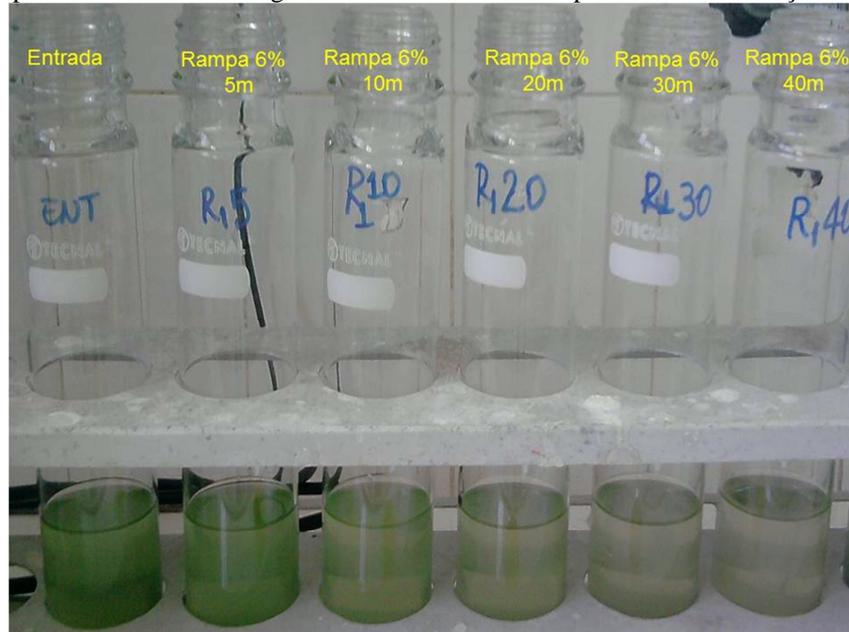
Figura 63 - Bloxplot com os valores de remoção de clorofila-a para todas as taxas aplicadas



Fonte: Autor (2012)

O aspecto final do efluente era limpo e clarificado. Na Figura 64, pode-se observar como as características visuais do líquido mudaram ao longo do escoamento. O odor também sofreu mudanças, inicialmente era desagradável e na saída era praticamente inodoro.

Figura 64 - Aspecto do efluente ao longo do escoamento. Para rampa de 6% de inclinação. Ceará 2011



Fonte: Autor, (2012)

5.12 Valores de desempenho para cada inclinação de rampa

Os resultados obtidos permitem visualizar qual vazão se adequa melhor para cada inclinação de rampa, observou-se que ótimo para remoção de matéria orgânica e remoção de nitrogênio nem sempre ocorrem de forma conjunta. As Tabelas 13 a 15 mostram os valores médios com desvio padrão.

Tabela 13 - Valores de remoção para rampa de 2% de inclinação, para todas as vazões testadas

Parâmetro	Afluente			Rampa 2% de inclinação (30metros)		
	Taxa			Taxa		
	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h
Oxigênio Dissolvido (mgO ₂ .L ⁻¹)	1,33±0,83	1,43±0,587	1,67±0,75	3,6±0,38	4,19±0,23	5,1±0,67
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	151,6±18,6	167,4±16,6	178,9±15,6	64,2±9,3	71,8±10,8	126,2±13,01
NTK (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	21,93±1,72	22,97±1,36	21,78±5,11	13,23±0,75	12,6±0,51	10,70±1,14
Amônia (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	16,94±1,24	15,89±0,69	15,99±3,87	9,30±0,86	8,10±1,05	7,42±0,681
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	0,37±0,03	0,321±0,03	0,182±0,08	0,697±0,09	0,475±0,09	0,667±0,2
Nitrito (mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,202±0,06	0,114±0,01	0,127±0,03	0,340±0,11	0,182±0,02	0,251±0,02
Fósforo Total (mg P.L ⁻¹)	6,76±0,67	7,123±0,39	8,51±0,28	4,91±0,37	5,51±0,22	6,86±0,3
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	762,04±13,29	573,7±47,54	364,8±14,42	431,6±16,2	272,8±13,73	242,2±17,20

Fonte: Autor, (2012)

A rampa de 2% de inclinação Teve em média uma remoção de 57,65% de remoção de matéria orgânica na vazão de 0,2m³/m.h, e 57,11% para vazão de 0,3m³/m.h e 29,46% de remoção com taxas de 0,4m³/m.h, mostrando inversamente proporcional a taxa de aplicação. Porém a melhor remoção de NTK ocorreu na vazão de 0,4m³/m.h com valores da ordem de 50,87%, enquanto que as vazões de 0,3m³/m.h e 0,2m³/m.h 45,15% e 39,67% possivelmente por esta vazão permitir maior incorporação de oxigênio.

Tabela 14 - Valores de remoção para rampa de 4% de inclinação, para todas as vazões testadas

Parâmetro	Afluentes			Rampa 4% de inclinação (30metros)		
	Taxa	Taxa	Taxa	Taxa	Taxa	Taxa
	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h
Oxigênio Dissolvido (mgO₂.L⁻¹)	1,33±0,83	1,43±0,587	1,67±0,75	3,82±0,04	4,26±0,47	5,34±0,69
DQO (mgO₂.L⁻¹)	151,6±18,6	167,4±16,6	178,9±15,6	69,5±7,1	87,2±2,5	131,1±16,8
NTK (mg N-NH₃.L⁻¹)	21,93±1,72	22,97±1,36	21,78±5,11	12,37±0,73	12,98±0,8	10,58±0,97
Amônia (mg N-NH₃.L⁻¹)	16,94±1,24	15,89±0,69	15,99±3,87	9,65±0,51	10,07±0,71	7,89±0,83
Nitrato (mg NO₃⁻.L⁻¹)	0,37±0,03	0,321±0,03	0,182±0,08	0,727±0,06	0,644±0,05	0,594±0,17
Nitrito (mg NO₂⁻.L⁻¹)	0,202±0,06	0,114±0,01	0,127±0,03	0,424±0,13	0,187±0,02	0,273±0,04
Fósforo Total (mg P.L⁻¹)	6,76±0,67	7,123±0,39	8,51±0,28	5,07±0,5	5,73±0,3	6,98±0,2
Clorofila-a (µg.L⁻¹)	762,04±13,29	573,7±47,54	364,8±14,42	616,7±19,93	359,1±25,62	271,9±24,99

Fonte: Autor, (2012)

A rampa de 4% de inclinação Teve em média uma remoção de 54,16% de remoção de matéria orgânica na vazão de 0,2m³/m.h, e 47,91% para vazão de 0,3m³/m.h e 26,72% de remoção com taxas de 0,4m³/m.h, mostrando inversamente proporcional a taxa de aplicação, o mesmo ocorrido na rampa de 2% de inclinação. A melhor remoção de NTK ocorreu na vazão de 0,4m³/m.h com valores da ordem de 51,42%, enquanto que as vazões de 0,3m³/m.h e 0,2m³/m.h 43,49% e 43,59%. A rampa de 4% de inclinação seguiu o mesmo perfil da anterior, porém com taxas de remoção menores.

Tabela 15 - Valores de remoção para rampa de 6% de inclinação e efeito dos 10 metros adicionais de rampa. Para todas as vazões testadas

Parâmetro	Afluentes			Rampa 6% de inclinação (30metros)			Rampa 6% de inclinação (40metros)		
	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h	0,2m ³ /m.h	0,3m ³ /m.h	0,4m ³ /m.h
Oxigênio Dissolvido (mgO₂.L⁻¹)	1,33±0,83	1,43±0,587	1,67±0,75	4,41±0,5	4,48±0,57	5,3±0,21	4,23±0,23	4,46±0,47	5,6±0,52
DQO (mgO₂.L⁻¹)	151,6±18,6	167,4±16,6	169,9±15,6	71,6±17,5	90,3±2,07	117,8±20,9	60,2±10,3	74,5±14,2	99,3±26,4
NTK (mg N-NH₃.L⁻¹)	21,93±1,72	22,97±1,36	21,78±5,11	11,06±0,72	12,57±0,47	10,8±0,84	9,36±0,92	10,48±0,23	9,76±0,62
Amônia (mg N-NH₃.L⁻¹)	16,94±1,24	15,89±0,69	15,99±3,87	8,27±0,54	9,12±0,74	7,087±0,45	6,68±0,67	7,83±0,36	6,34±0,55
Nitrato (mg NO₃⁻.L⁻¹)	0,37±0,03	0,321±0,03	0,182±0,08	0,780±0,15	0,695±0,06	0,835±0,19	0,89±0,13	0,8±0,09	0,765±0,23
Nitrito (mg NO₂⁻.L⁻¹)	0,202±0,06	0,114±0,01	0,127±0,03	0,299±0,07	0,214±0,01	0,188±0,04	0,404±0,19	0,241±0,02	0,26±0,03
Fósforo Total (mg P.L⁻¹)	6,76±0,67	7,123±0,39	8,51±0,28	4,60±0,49	5,8±0,28	6,9±0,15	4,47±0,56	5,36±0,54	6,8±0,38
Clorofila-a (µg.L⁻¹)	762,04±13,29	573,7±47,54	364,8±14,42	547,8±27,30	368,7±19,01	271,6±12,9	540,3±28,23	350,3±29,08	266,2±23,5

Fonte: Autor, (2012)

A rampa de 6% de inclinação teve em média uma remoção de 52,77% de remoção de matéria orgânica na vazão de 0,2m³/m.h, e 46,06% para vazão de 0,3m³/m.h e 34,15% de remoção com taxas de 0,4m³/m.h, mostrando inversamente proporcional a taxa de aplicação, o mesmo ocorrido na rampa de 2% e 4% de inclinação. No caso dessa rampa ela possuía 10 metros adicionais, como forma de avaliar esse incremento de distância se era positivo ou se não alterava o desempenho da rampa. No ponto de 40 metros da rampa de 6% as remoções de matéria orgânica foram: 60,29% para taxa de 0,2m³/m.h e 55,50%, 44,49% para 0,3m³/m.h e 0,4m³/m.h respectivamente. Os 10 metros adicionais melhoraram o desempenho do sistema.

A melhor remoção de NTK ocorreu na vazão de $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$ com valores da ordem de 51,42%, enquanto que as vazões de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ e $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ 43,49% e 43,59%. O incremento dos 10 metros adicionais foi avaliado. Para vazão de $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ remoções da ordem de 57,31%, e 54,37% e 55,18% para as vazões de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ e $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$, respectivamente.

Em geral o efeito de remoção melhorou com os 10 metros adicionais, a remoção de clorofila-a foi o único parâmetro que praticamente não sofreu alteração nos 10 metros finais.

5.13 Modelo de dimensionamento, usando padrões de modelagem de Smith; Schroeder (1985) e valores da USEPA (1981).

Uma das opções para dimensionamento de sistemas de escoamento superficial é usando o modelo proposto por Smith; Schroeder (1985) com valores empíricos da (USEPA, 1981) como citado em Paganini (1997), os parâmetros citados anteriormente são referentes a DBO, porém uma adaptação do modelo matemático pode ser obtida para correlacionar concentração de DQO com distância de rampa. A equação original foi modificada para a Equação 9 :

Equação 9 - Equação de dimensionamento, modificada para DQO.

$$\frac{C - 5}{C_0} = 0,72 * e^{(-0,006427*z)/q^{0,5}}$$

Fonte: Adaptado de Smith; Schroeder (1985)

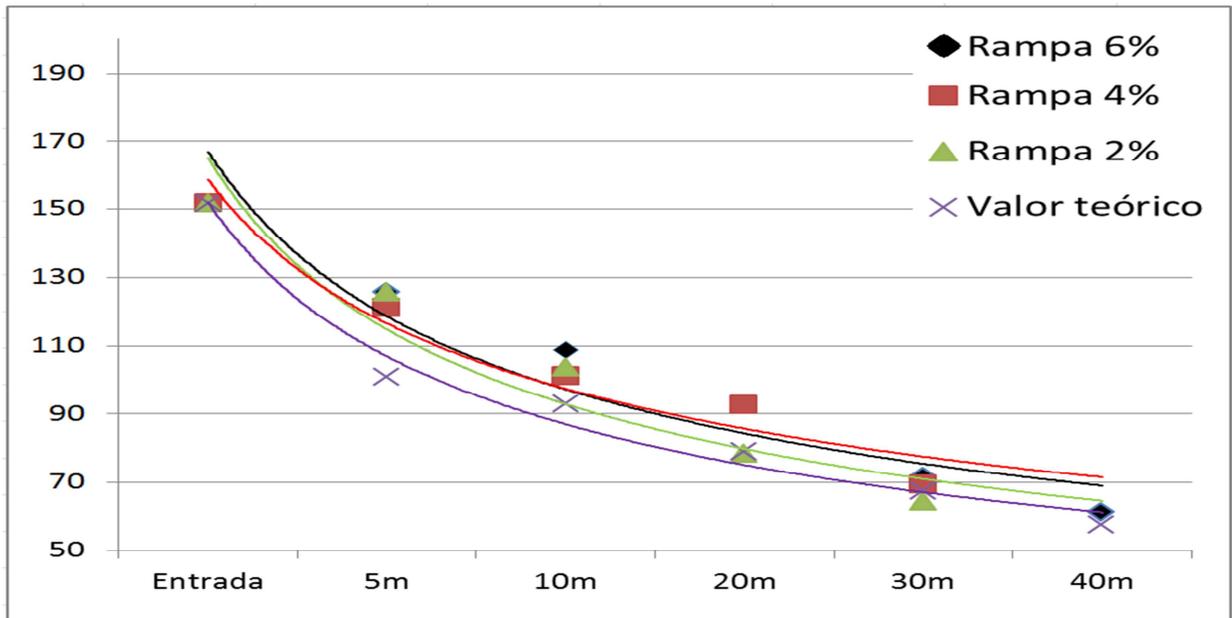
Os valores recomendados pela USEPA foram mantidos, a exceção foi o parâmetro k que através de iterações matemáticas foi calculado utilizando os valores de remoção de matéria orgânica na pior situação de trabalho do sistema, assim a modelagem não ficaria subestimada e foi possível obter um valor possível de ser utilizado para as três taxas de aplicações estudadas. A Tabela 16, mostra os valores do coeficiente de ajuste da curva gerada pela Equação 9, os valores calculados para o desempenho teórico do sistema estão na Tabela 17.

As taxas de aplicação de 0,2m³/m.h e 0,3m³/m.h seguiram o perfil de modelagem proposta por Smith; Schroeder (1985) como mostra a Figura 65 , porém foi necessário modificar um dos parâmetros. A variável escolhida foi o k , por incorporar a evaporação de água no sistema. O valor calculado foi de 0,006427 foi obtido por software, usando os dados obtidos experimentalmente. Com os dados obtidos experimentalmente é possível ajustar o valor de k para cada vazão e assim obter uma correlação mais restrita e específica para cada taxa de aplicação estudada.

Tabela 16 - Valores do coeficiente de ajuste para vazão $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$

Modelo teórico	Rampa 6%	Rampa 4%	Rampa 2%
$R^2 = 0,9748$	$R^2 = 0,9123$	$R^2 = 0,9323$	$R^2 = 0,9209$

Fonte: Autor, (2012)

Figura 65 - Curvas de ajuste do modelo de dimensionamento. Taxa $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$ 

Fonte: Autor, (2012)

Tabela 17 - Valores teóricos calculados pela equação de dimensionamento. Taxa $0,2\text{m}^3/\text{m.h}$

Cs(mg/L)	Co(mg/L)	A	k	S(m)	q(m ³ /m.h)	n
100,748	151,633	0,72	0,006427	5	0,8	0,5
92,971	151,633	0,72	0,006427	10	0,8	0,5
79,171	151,633	0,72	0,006427	20	0,8	0,5
67,419	151,633	0,72	0,006427	30	0,8	0,5
57,412	151,633	0,72	0,006427	40	0,8	0,5

Fonte: Autor, (2012)

Segundo Cerqueira (2004) o parâmetro k incorpora a perda de água no sistema, assim esta variável sofre ação direta da evaporação, e para incorporar esse efeito foi necessário readequar a equação. O valor de k usado no trabalho de Cerqueira (2004), foi de 0,006073 e o valor calculado para este trabalho foi 0,006472.

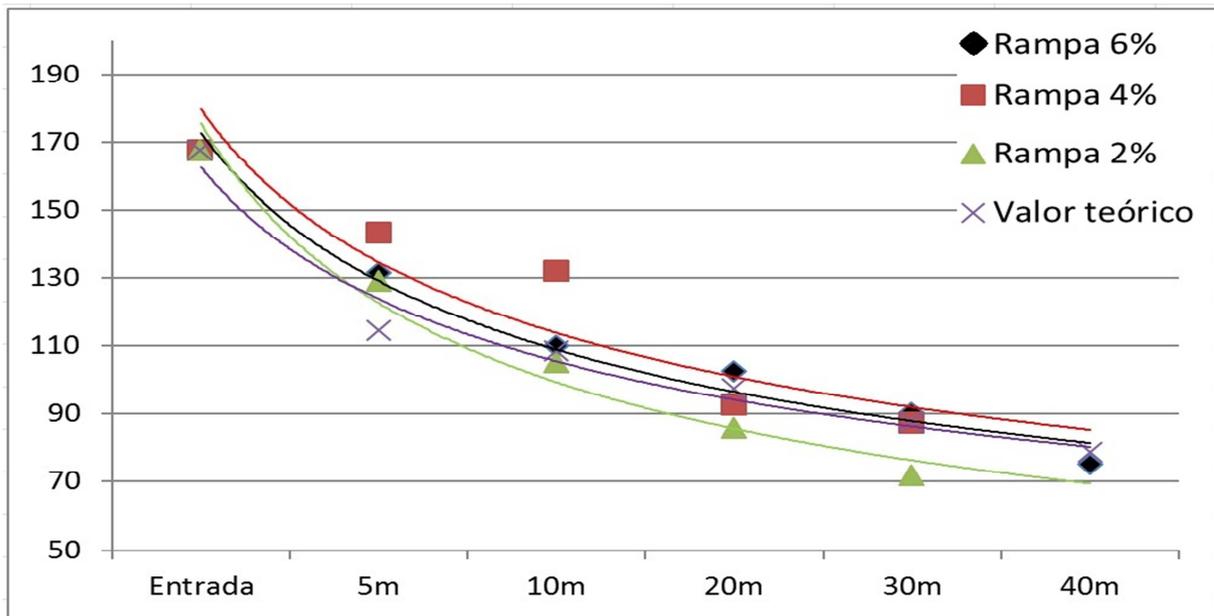
Para a vazão de $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$ utilizou-se a mesma equação, os valores de ajuste podem ser observados na Tabela 18, porém a rampa com 4% de inclinação teve pior ajuste, mas o ponto médio de 10 metros dessa rampa apresentou um valor muito discrepante dos outros, esta foi possivelmente a razão desse resultado. A Figura 66 mostra que os dados reais seguiram o perfil teórico, de remoção.

Tabela 18 - Valores do coeficiente de ajuste para vazão $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$

Modelo teórico	Rampa 6%	Rampa 4%	Rampa 2%
$R^2 = 0,9724$	$R^2 = 0,9687$	$R^2 = 0,8720$	$R^2 = 0,9737$

Fonte: Autor, (2012)

Figura 66 - Curvas de ajuste do modelo de dimensionamento. Taxa $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$



Fonte: Autor, (2012)

Tabela 19 - Valores teóricos calculados pela equação de dimensionamento. Taxa $0,3\text{m}^3/\text{m.h}$

Cs(mg/L)	Co(mg/L)	A	k	S(m)	q(m ³ /m.h)	n
114,3091	167,4976	0,72	0,006427	5	1,2	0,5
108,3479	167,4976	0,72	0,006427	10	1,2	0,5
97,34188	167,4976	0,72	0,006427	20	1,2	0,5
87,45387	167,4976	0,72	0,006427	30	1,2	0,5
78,57029	167,4976	0,72	0,006427	40	1,2	0,5

Fonte: Autor, (2012)

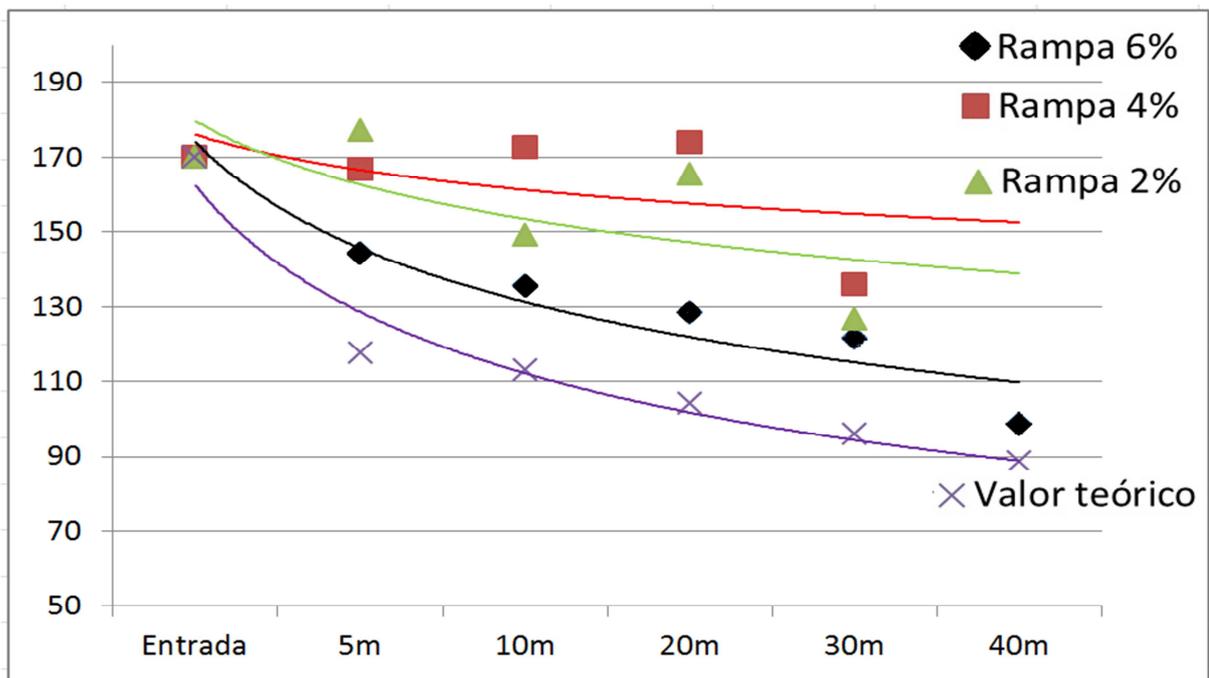
Segundo Paganini (1997), esse modelo possui um intervalo de vazão que pode ser aplicado, para DBO entre 0,08 e 0,24m³/m.h. No trabalho de Marquezini (2000), valores de vazão maiores que 0,35m³/m.h apresentaram valores de ajuste muito baixos. A Tabela 20, mostra que os valores reais não tiveram o mesmo perfil de remoção alcançando valores de ajuste muito baixos. A Figura 67, mostra que para taxa de aplicação 0,4m³/m.h, o sistema removel matéria orgânica, porém não seguiu a tendência de remoção proposto pelo modelo matemático.

Tabela 20 - Valores do coeficiente de ajuste para vazão 0,4m³/m.h

Modelo teórico	Rampa 6%	Rampa 4%	Rampa 2%
R ² = 0,9574	R ² = 0,8873	R ² = 0,2383	R ² = 0,4633

Fonte: Autor, (2012)

Figura 67 - Curvas de ajuste do modelo de dimensionamento. Taxa 0,4m³/m.h



Fonte: Autor, (2012)

A vazão de 0,4m³/m.h apresentou ajuste teórico aceitável, porém os valores obtidos experimentalmente foi contrastante em relação ao valor teórico, como mostra a Tabela 21, a rampa com 6% de inclinação aproximou-se do valores teórico, enquanto que a 2% e 4% ficaram bem aquém do que se esperava, como foi mostrado na Figura 67. É possível que a rampa de 6% de inclinação consiga trabalhar com maior variação de taxa de aplicação mas mantendo o perfil de remoção condizente com a modelagem matemática.

Tabela 21 - Valores teóricos calculados pela equação de dimensionamento. Taxa $0,4\text{m}^3/\text{m.h}$

Cs(mg/L)	Co(mg/L)	A	k	S(m)	q(m³/m.h)	n
117,4932	169,8735	0,72	0,006427	5	1,6	0,5
112,8672	169,8735	0,72	0,006427	10	1,6	0,5
104,1543	169,8735	0,72	0,006427	20	1,6	0,5
96,11399	169,8735	0,72	0,006427	30	1,6	0,5
88,69438	169,8735	0,72	0,006427	40	1,6	0,5

Fonte: Autor, (2012)

No trabalho de Marquezini (2000), o autor modificou mais parâmetros do modelo matemático com o intuito de buscar melhor correlação para seus dados, no entanto a modelagem tornou-se muito específica e com característica mais restritas.

6 CONCLUSÕES

O sistema de escoamento superficial melhorou a qualidade do efluente de lagoa de maturação. Remoções de matéria orgânica e nutrientes foram alcançadas.

Esperava-se que a velocidade de escoamento dos fluidos em rampas mais inclinadas oferecesse índices menores de remoção de nutrientes e matéria orgânica, no entanto, a rampa mais inclinada, de maior comprimento, obteve desempenho superior em quase todos os aspectos analisados, contrariando os resultados esperados. Possivelmente as condições operacionais, permitiram maior oxigenação do sistema aliado a fatores climáticos como temperatura.

A remoção de fósforo teve índices de remoção inferior aos valores de literatura. Necessitando de estudos para mostrar os efeitos irrisórios de remoção observados. Não foi possível analisar todas as frações de fósforo presentes no efluente, assim não podemos afirmar com certeza se a espécie química que prevaleceu era mais ou menos solúvel.

A simplicidade da técnica, bem como o manejo fácil, permite que a mesma seja empregada em regiões desprovidas de energia elétrica.

A remoção de microalgas foi um fator inesperado uma vez que a literatura apontava para remoções muito baixas e em alguns casos totalmente nula. Sistemas anteriormente estudados usavam efluentes diferentes e não se avaliou as espécies de microalgas presentes no fluido. Muito possivelmente as espécies presentes no esgoto sanitário tratado em lagoas de maturação, apresentaram características que permitiram a remoção.

Uma análise do modelo de dimensionamento racional gerou valores teóricos de remoção de matéria orgânica que comparados com valores obtidos no experimento, foram compatíveis. Porém esta técnica necessita de modificações e adaptações para cada sistema que será projetado e operado.

7 RECOMENDAÇÕES

Avaliar o uso de culturas mistas como cobertura vegetal das rampas, combinando Tifton, que possui tolerância a elevadas concentrações de nutrientes, com capim elefante, que possui alta produtividade por m² plantado.

Estudar o efeito de chicanas ou pequenos ressaltos hidráulicos nas rampas, para propiciar maior absorção de oxigênio pelo fluido enquanto escoar, bem como aumentar o tempo de detenção hidráulica (TDH).

Medir a taxa de evaporação do sistema utilizando um tanque de evaporação para melhorar a precisão do balanço de massa, bem como definir mais claramente as frações e razões de proporção de cada componente.

Testar a capacidade de tratamento do sistema com outros efluentes. O centro de reuso conta com o sistema composto de lagoa anaeróbia, facultativa e duas de maturação. Poder-se-ia testar o tratamento usando o esgoto bruto, ou os efluentes da lagoa anaeróbia ou lagoa facultativa.

Analisar as diversas formas de fósforo presentes no efluente, a fim de postular razões para a baixa remoção do composto no sistema estudado, e calcular o balanço de massa para este nutriente, a fim de detalhar cada componente e suas condições ótimas de remoção.

Estudar o tipo de solo mais adequado para a espécie Tifton, avaliar se necessário o transporte de solo mais adequado à planta, para o local de estudo.

Estudar por meio da técnica de PCR e DGGE, que permite identificar microrganismos no solo, o crescimento da biota, bem como o efeito das vazões, da concentração de matéria orgânica, de nutrientes sobre o crescimento microbiano e das plantas, bem como verificar a existência ou ausência de microrganismos com capacidade de metabolizar fósforo, a fim de justificar o baixo rendimento do sistema na remoção desse nutriente.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos sanitários - Experiência Brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997
2. APHA – AWWA – WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th edition. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.
3. ARAÚJO, G.C.; **Avaliação do pós-tratamento de efluentes de reatores UASB através de um sistema de aplicação superficial no solo**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais.1998.
4. ARAÚJO, L. P.; **Reúso com Lagoas de Estabilização - Potencialidade no Ceará**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará. 2000.
5. BRADY, N. C.; **Natureza e propriedades dos solos**, Rio de Janeiro: Livraria Freitas Bastos, 7ª edição. 1998.
6. BRASIL, N. **Introdução à engenharia química**. Rio de Janeiro: 2ª edição Editora Interciência. 2004.
7. CAMPOS, J. R.(org.) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB:1999.
8. CEARÁ. **Portaria nº 154, de 22 de Julho de 2002 da Superintendência Estadual de Meio Ambiente do Ceará (SEMACE)** que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Ceará, 2002. Em:http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95. Acesso em 02/07/2012.
9. CERQUEIRA, R. S. **pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia por escoamento superficial no solo**. Dissertação de Mestrado, 172p. Universidade Estadual de Campinas. Campinas 2004.
10. CHENICHARO, C. A. L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistema de desinfecção**. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios/ Carlos Augusto Chenicharo (coord.). Belo Horizonte. Projeto PROSAB, 544p, 2001.
11. CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial**. São Paulo: USP,1991.
12. CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H.N.S.; DE SOUSA, J.T.; NOUR, E. A.A.; FIGUEIREDO R. F., **Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo**. São Paulo, PROSAB: 2001.
13. DA SILVA FILHO, P. A.; **Diagnóstico Operacional de Lagoas de Estabilização**, dissertação de mestrado, 169p. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal - RN 2007.

14. FELDER, R., ROUSSEAU, R. **Princípios elementares dos processos químicos**. Rio de Janeiro: 4ª Edição LTC. 2009.
15. FOGLER, H. S. . **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**. Rio de Janeiro: LTC. 2009.
16. FONTENELE, R.M.M, **Efeitos da suplementação com vitamina c em diferentes níveis de arraçoamento no cultivo de tilápia do Nilo (*oreochromis niloticus*) em esgoto doméstico tratado**. Dissertação de Mestrado, p. 153, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2011.
17. FLORENCIO, L., XAVIER BASTOS, R., & AISSE, M. **reúso das águas de esgoto sanitário inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**. Recife - Pe: PROSAB. 2006.
18. GABRIELLI , G. **Reúso de efluente de esgoto sanitário anaeróbio e nitrificado em irrigação de roseiras** . Dissertação de mestrado. 62p. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2011.
19. GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB:2003.
20. GUNES, K., TUNCSIPER, B., AYAZ, S., & DRIZO, A. The ability of free water surface constructed wetland system to treat highstrength domestic wastewater: A case study for the Mediterranean. **Ecological Engineering** **44** pág.278– 284. 2012
21. JORDÃO, E. P., PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos domésticos**. 4. Ed.- Rio de Janeiro: ABES, 932 p, 2005.
22. INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Em: <http://www.inmet.gov.br/portal>. Acesso em 23/07/2012
23. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, dados 2010. Em: <http://www.ibge.gov.br/portal>. Acesso em 20/07/2012
24. KHAN, F., ; ANSARI, A. Eutrophication: an ecological vision. **Botanic Rev.** N° 71 pág. 449–482. 2005
25. KLÜSENER FILHO, L. C. **Pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio utilizando o método de escoamento superficial no solo: avaliação de taxas de aplicação**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas 2001.
26. KURODA, E., DOS SANTOS, A., QUEIROZ, L., CALIJURI, M., & DI BERNARDO, L. **Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento** . 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005
27. LIVI, C. P. **Fundamentos de fenômenos de transporte**. Rio de Janeiro: Editora LTC. 1ª edição 2004

28. LOURES, A., SOARES, A., MATOS, A., CECON, P., & PEREIRA., O. **Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial.** Campina Grande, PB: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.10, n.3, p.706–714, 2006.
29. LUDUVICE, M., QUEIROZ, T., NEDER, K., & DE SOUZA, M. **Sólidos suspensos como indicador da densidade de algas em lagoas de estabilização.** João Pessoa, Paraíba: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2001.
30. MANCUSO, P. C., & SANTOS, H. F. **Reúso de água.** São Paulo: USP, 2003.
31. MARQUEZINI, I. S. **Sistema de tratamento de esgoto no solo: Comportamento de duas vegetações suportes.** Campinas: Universidade Estadual de Campinas. Dissertação de mestrado 206p. 2000
32. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.**
33. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, **Portaria nº 2914/2011, de 22 de Julho de 2011.**
34. MELO, J., SILVA, F., LIMA, A. **Avaliação da remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal em amostras de esgoto doméstico submetido a pós-tratamento em tabuleiros irrigados.** Universidade Federal do Rio Grande do Norte: XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Química. 2006
35. METCALF, L.; EDDY, H.P. **Wastewater Engineering: treatment, disposal reuse.** McGraw-Hill, 4ª ed., 1819p. 2003.
36. MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo.** Lavras: UFLA, 2006
37. MOTA, S.; AQUINO, M.D.; SANTOS, A.B. Reúso de águas: conceitos; importância; tipos. In MOTA, S.; AQUINO, M.D.; SANTOS, A.B. (Org.) **Reúso de Águas em irrigação e piscicultura.** Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – Centro de Tecnologia, 350 p. 2007
38. MOTA, F. S. BASTOS; VON SPERLING, M. (2009) **ESGOTO - Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e remoção.** PROSAB 5, Vol. 2, CAP. 6, 2009
39. MÜLLER, C., RAYA-RODRIGUEZ, M., & CYBIS, L. **Diagnóstico da qualidade analítica na quantificação de cianobactérias.** Engenharia Sanitária e Ambiental v.15 n.3 jul/set 2010 pág.283-290. 2010
40. NUCCI, N.L.R., ARAÚJO, J.L.B., SILVA, R.J.C. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no estado de São Paulo.** Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal. São Paulo. 70 p. 1978
41. OLIVEIRA, R.; **Avaliação do desempenho de uma serie longa de lagoas de estabilização tratando esgoto domestico.** Estação Experimental de Tratamentos

- Biológicos de Esgotos Sanitários- EXTRABES. Relatório Técnico. Processo 320.303/84-5 (NV). 1993
42. PAGANINI, W.S. **Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície.** São Paulo: Fundo Editorial da Aesabesp, 1997
 43. PAYNE, Victor W.E, Stettler, Donald L., **Environmental Engineering National Engineering Handbook.** Cap. 3, 2002
 44. PEREIRA, B. F. **Alterações químicas no sistema solo-planta irrigado com efluente de esgoto tratado no cultivo dos citros.** Tese de doutorado. 164p. Piracicaba, 2009
 45. PINTO, M., FORESTI, E., PIVELI, R., JÚNIOR MARQUES, J., & VON SPERLING, M. **Elementos para decisão acerca do reúso ou lançamento do esgoto tratado** In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (coord.) **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** Rio de Janeiro: ABES cap. 12, PROSAB –tema 2 – Esgoto. 2009
 46. PÜTZ, P. **Elimination and determination of phosphates. Practice Report Laboratory Analysis & Process Analysis Nutrients Phosphate.** Hatch Lange Ltd DOC040.52.10011. 2008
 47. RAIJ, B. V. **Fósforo na agricultura brasileira.** Piracicaba. 2004
 48. SANTOS, E. S. **O cultivo do peixe ornamental molinésia, mollienesia sp., como alternativa para o uso de esgoto tratado na piscicultura.** Tese de doutorado. p.162 Fortaleza. 2012
 49. SEZERINO, P. H., & BENTO, A. P. **Lagoas de Estabilização.** Santa Catarina. 2011
 50. SILVEIRA E SOUSA, S. B. **Irrigação por infiltração com efluente de lagoa anaeróbia em solo cultivado com milho (*Zea Mays L.*).** Campinas: UNICAMP 2004
 51. SMITH, R., & SCHROEDER, E. **Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater.** Journal WPCF. Vol. 57, N° 7, pag 785 – 794. 1985
 52. SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.** Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2010. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, 2012
 53. SOUSA, J. T.; LEITE, V. D. **Tratamento e Utilização de esgotos Domésticos na Agricultura.** Campina Grande: EDUEP, 84p. 2002
 54. SOUZA, N.. **Produtividade da mamona, irrigada com esgoto doméstico tratado em lagoas de estabilização.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza 130p. 2006
 55. SOLDATELLI, V., SCHWARZBOLD, A. **Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil.** Caxias do Sul, Rio

- Grande do Sul: IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 65, n. 1, p. 75-86, junho 2010
56. TAEBI, A.; DROSTE, R. L. Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent. **Journal of Environmental Management** **88** pág. 688 – 696. 2008
 57. TCHOBANOGLIOUS e BURTON. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse**. Metcalf & Eddy, Inc. Series: McGraw-Hill Series in Wastewater Resources and Environmental Engineering. 3rd Edition, New York, N.Y. McGraw-Hill, Inc., USA 1991.
 58. TONETTI, A. L., CERQUEIRA, R. S., COURACCI FILHO, B., VON SPERLING, M., & FIGUEIREDO, R. F. (2009). **Tratamento de esgotos de pequenas comunidades pelo método do escoamento superficial no solo**. Teoria e Prática na Engenharia Civil, n°13. 2009.
 59. TORRES, D., SILVA, O., ARAÚJO, A., ALBUQUERQUE, B., & MAGALHÃES, D. **ciclo do fósforo em dois sistemas de lagoas de estabilização no rio grande do norte, brasil**. Belém - Pará: IV Congresso de pesquisa e inovação da rede norte e nordeste de educação tecnológica. 2009
 60. TYRREL, S., LEEDS-HARRISON, P.; HARRISON, K. **Removal of ammoniacal nitrogen from landfill leachate by irrigation onto vegetated treatment planes**. Water Research 36. 291–299, 2002
 61. VALENTIM, M. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Campinas: Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. p.233, 2003
 62. VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG. 2005
 63. VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.3. Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG. 2005
 64. UEHARA, M. Y.; **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo: CETESB, 91 p. ISSN 0103-2623. 1989
 65. USEPA – environmental Protection Agency. **Process design manual. Land treatment of municipal wastewater**. Cincinnati, Ohio, 1981
 66. USEPA – environmental Protection Agency. **Waster Treatment/Disposal for small communities**, EPA 625/R 110p.Cincinnati,Ohio, 1992
 67. YOSHIMOTO, M., FURUYA, T., & KUNIHIRO, N. **Temperature-dependent permeability of liposome membrane incorporated with Mg-chlorophyll a**. Colloids and Surfaces A: Physicochemical. Eng. Aspects 387 pág.65– 70. 2011