

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**Gabriel de Menezes Trevisan**

**REMOÇÃO DE COLIFORMES E *Ascaris Lumbricoides* EM SISTEMA  
DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Santa Maria, RS

2017

**Gabriel de Menezes Trevisan**

**REMOÇÃO DE COLIFORMES E *Ascaris lumbricoides* EM SISTEMA DE  
WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Delmira Beatriz Wolff

Santa Maria, RS

2017

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Trevisan, Gabriel de Menezes  
REMOÇÃO DE COLIFORMES E *Ascaris lumbricoides* EM  
SISTEMA DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL /  
Gabriel de Menezes Trevisan.- 2017.  
76 p.; 30 cm

Orientador: Delmira Beatriz Wolff  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, RS, 2017

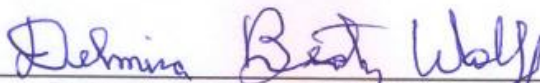
1. Filtro plantado com macrófitas 2. *Ascaris lumbricoides* 3. Tanque séptico anóxico I. Wolff, Delmira Beatriz II. Título.

**Gabriel de Menezes Trevisan**

**REMOÇÃO DE COLIFORMES E *Ascaris lumbricoides* EM SISTEMA DE  
WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Dissertação de mestrado apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para a obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

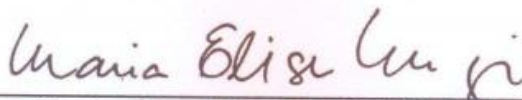
**Aprovado em 27 outubro de 2017:**



**Delmira Beatriz Wolff, Dr<sup>a</sup> (UFSM)**  
(Presidente/Orientadora)



**Andressa de Oliveira Silveira, Dr<sup>a</sup> (UFSM)**



**Maria Elisa Magri, Dr<sup>a</sup> (UFSC)**  
(vídeo conferência)

Santa Maria, RS  
2017

A meus pais, Carlos e Tania e a minha irmã Isabela.

A vocês dedico.

## AGRADECIMENTOS

Há várias pessoas que cabe agradecer neste trabalho, tanto pela ajuda quanto pelo incentivo seja no mestrado como um todo, ou no início, no meio, no final ou em uma pequena parte deste tempo de disciplinas, análises, laboratórios e projetos que compuseram meu mestrado como um todo, ou a presença constante em minha vida...

...a meus pais, que desde a primeira memória que vem em minha mente até este momento (e os próximos que virão), estão sempre ao meu lado me incentivando para que eu possa sempre seguir em frente e realizar meus sonhos. Esta conquista é de vocês!

...a Ana, namorada, amiga, cúmplice, pela ajuda, incentivo e companheirismo constante, que vem desde o início da graduação e que perdura.

...a meus avós por me receberem em sua casa durante os primeiros semestres do mestrado. Assim como minha família como um todo, que sempre acreditou no meu potencial.

...minha orientadora, que sempre me aconselhou e me ajudou nas decisões tomadas neste trabalho, nas disciplinas a cursar ou em como aproveitar ao máximo o tempo do mestrado.

...aos colegas de projeto, Samara, Ronaldo, Henrique, Janaina, Rolando e Sheron, que sempre me deram ideias, dicas, me ajudaram, trocaram dias de monitoramento, etc.

...à Caroline e o Gustavo, que me ajudaram no laboratório e não mediram esforços para fazer com que as análises dessem certo, mesmo elas insistindo em não apresentarem resultados. Mas um dia acerto essa tal de biologia molecular!

...à Rosa, por sempre me atender tão bem na secretaria do curso, fazendo sempre o possível e o impossível, muitas vezes lutando contra o relógio também.

...aos professores do curso, com os cursei disciplinas ou aqueles que apenas conversei, certamente contribuíram para meu crescimento acadêmico e pessoal.

...à CAPES pelo apoio financeiro e a FINEP pelo custeio deste projeto o qual fiz parte.

...a vocês meus mais sinceros agradecimentos!

*Se você já construiu castelos no ar, não tenha vergonha deles.  
Estão aonde devem estar. Agora, dê-lhes alicerces.*

*Henry David Thoreau*

## RESUMO

### REMOÇÃO DE COLIFORMES E *Ascaris lumbricoides* EM SISTEMA DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL

AUTOR: GABRIEL DE MENEZES TREVISAN  
ORIENTADORA: DELMIRA BEATRIZ WOLFF

De acordo com a OMS (WHO, 2011), cerca de 1,8 milhões de pessoas morrem por doenças gastrointestinais, em sua maioria causadas por vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Este trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de coliformes e *Ascaris lumbricoides* em sistema descentralizado de tratamento de efluentes domésticos, constituído por tanque séptico seguido de *wetland* construído de fluxo vertical. Este estudo foi realizado na estação de tratamento de efluentes (ETE) experimental implantada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). A ETE foi dimensionada e implantada para o tratamento de uma parcela do efluente gerado pela Casa do Estudante Universitário II – CEU II, de 1.500 L/d, o equivalente a 10 pessoas. A quantificação de coliformes totais e *E. coli* seguiram a metodologia do Substrato Enzimático (9223 B. 2. b.). As análises de presença e quantificação de ovos de helmintos e cistos seguiram o método descrito pelo Apêndice I do *Control of Pathogens and Vector Attractions in Sewage Sludge*. Foram realizadas 66 amostragens de efluentes. A remoção de coliformes totais ocorridas no WCFV foram de 0,23 Log e de 0,25 Log para *E. coli*. Já as remoções efetuadas pelo TS foram de 0,37 Log para coliformes totais e 0,35 Log para *E. coli*. A remoção global de coliformes totais e *E. coli* foi de 0,60 unidades logarítmicas. Foram encontrados ovos de helmintos em 5 das 15 amostragens, evidenciando a ausência ou baixíssima incidência destes parasitas na população da CEU II da UFSM, onde a remoção do TS foi de aproximadamente 61,3% e de 100% para o WC. A comparação de fases operacionais do sistema demonstrou a influência negativa da recirculação quando analisado a remoção de coliformes totais no TS, já para a remoção de *E. coli* a mesmo não teve influência significativa. A TAH, a macrófita utilizada e a temperatura foram as condições de contorno que mais influenciaram as remoções no WC. A desinfecção apresentou boa inativação de coliformes e *E. coli* (2,11 e 2,5 respectivamente) mesmo com baixo residual de cloro. O sistema de tratamento como um todo demonstrou bons resultados nas remoções de ovos de helmintos, porém para atingir os padrões de lançamento em corpos hídricos no que tange a coliformes totais e *E. coli* se faz necessário uma etapa de desinfecção.

**Palavras-chave:** Filtro plantado com macrófitas, *Ascaris lumbricoides*, tanque séptico anóxico.



## ABSTRACT

### REMOVAL OF COLIFORMS AND *Ascaris lumbricoides* WETLAND CONSTRUCTED SYSTEM OF VERTICAL FLOW

AUTOR: GABRIEL DE MENEZES TREVISAN  
ADVISOR: DELMIRA BEATRIZ WOLFF

According to WHO (WHO, 2011), about 1.8 million people die from intestinal gastro diseases, mostly caused by viruses, bacteria, protozoa and helminths. This work aimed to evaluate the removal of coliforms and *Ascaris lumbricoides* in a decentralized system of treatment of domestic effluents, consisting of septic tank followed by wetland constructed of vertical flow. This study was carried out at the experimental effluent treatment system (ETS) implanted at the Federal University of Santa Maria (UFSM). The ETS was designed and implemented to treat a portion of the effluent generated by the University Student House II - CEU II, 1,500 L / d, equivalent to 10 people. The quantification of total coliforms and *E. coli* followed the methodology of the Enzymatic Substrate (9223 B. 2. b.). The presence and quantification analyze of helminth and cysts eggs followed the method described in Appendix I of the Control of Pathogens and Vector Attractions in Sewage Sludge. Eighty - six samples of effluents were collected. The removal of total coliforms occurred in the WCFV were 0.23 log and 0.25 log for *E. coli*. The TS removals were 0.37 Log for total coliforms and 0.35 Log for *E. coli*. The total removal of total coliforms and *E. coli* was 0.60 log units. Helminth eggs were found in 5 of the 15 samples, evidencing the absence or very low incidence of these parasites in the UFSM CEU II population, where TS removal was approximately 61.3% and WC 100%. The comparison of operational phases of the system showed the negative influence of the recirculation when analyzed the removal of total coliforms in TS, already for the removal of *E. coli* even had no significant influence. The TAH, the macrophyte used and the temperature were the contour conditions that most influenced WC removal. Disinfection showed good inactivation of coliforms and *E. coli* (2.11 and 2.5 respectively) even with residual chlorine residual. The treatment system as a whole showed good results in the removal of helminth eggs, but to achieve the release standards in water bodies with respect to total coliforms and *E. coli*, a disinfection step is necessary

**Key words:** Filter planted with macrophytes, *Ascaris lumbricoides*, anoxic septic tank.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Classificação dos sistemas de WC's.....	10
Figura 2 - WC de fluxo horizontal.....	11
Figura 3 - WC de fluxo vertical.....	13
Figura 4 - Ciclo de vida da <i>Ascaris lumbricoides</i> .....	20
Figura 5 - Conformação do corpo e diferenciação sexual de <i>Ascaris lumbricoides</i> . .	23
Figura 6 - Ovo fértil e infértil de <i>Ascaris lumbricoides</i> .....	23
Figura 7 - Cloração ao break-point.....	26
Figura 8 – Fluxograma das etapas de elaboração pesquisa de acordo com as três frentes abordadas. ....	27
Figura 9 - Localização da ETE experimental que trata parte do efluente da Casa do Estudante Universitário II – Prédio 35.....	28
Figura 10 - Organização espacial da ETE experimental. ....	29
Figura 11 - <i>Heliconia psittacorum</i> plantadas no WCFV da ETE experimental.....	30
Figura 12 - <i>Canna sp.</i> plantadas no WCFV da ETE experimental. ....	31
Figura 13 - Concentrações de coliformes totais (A) e <i>E. coli</i> (B) das 66 amostragens realizadas ao longo do período de estudo no efluente bruto (EB), no tanque séptico (TS) e no wetland construído (WC). ....	37
Figura 14 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina ao cloro residual livre.....	48
Figura 15 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina ao cloro residual total.....	50
Figura 16 - Comportamento da inativação de coliformes totais e <i>E. coli</i> frente as variações de cloro residual, DBO, DQO e concentrações pré-cloração de coliformes totais e <i>E. coli</i> . ....	53
Figura 17 - Ovo de <i>Ascaris lumbricoides</i> com casca bem formada.....	56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Comparação entre remoções de coliformes totais e E. coli em diferentes TDH's/taxa de aplicação em diferentes tipos de WC's relatados na literatura. ....	14
Tabela 2 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina para análise de cloro residual livre. ....	35
Tabela 3 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina para análise de cloro residual total. ....	36
Tabela 4 - Remoções médias do TS, WC e remoção global das 66 amostragens realizadas para coliformes totais e E. coli. ....	38
Tabela 5 - Remoção média de E. coli nas diferentes fases operacionais. ....	41
Tabela 6 - Remoção média de E. coli efetuadas pelo WC nas diferentes fases operacionais.....	45
Tabela 7 - Remoção média global de E. coli nas diferentes fases operacionais.....	46
Tabela 8 - Remoções médias globais de coliformes totais das diferentes fases operacionais do sistema.....	47
Tabela 9 - Erros médios das concentrações reais e calculadas.....	49
Tabela 10 - Residuais de cloro total, livre e combinado calculados no ensaio com efluente do WC.....	51
Tabela 11 – Concentrações de coliformes totais e E. coli na saída do WC e após a cloração e suas respectivas inativações. ....	52
Tabela 12 - Concentrações de ovos de Ascaris lumbricoides e remoções no TS e WC. ....	55

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	6
2. OBJETIVOS .....	8
2.1 OBJETIVO GERAL .....	8
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	8
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	9
3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	9
3.1.1 Tipos de wetlands construídos .....	9
3.1.2 WC's de fluxo horizontal (WCFH).....	11
3.1.3 WC's de fluxo vertical (WCFV).....	12
3.1.4 Remoção de patógenos e coliformes .....	13
3.2 MICRO-ORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL.....	14
3.2.1 Grupo dos coliformes .....	15
3.2.2 Utilização de organismos indicadores .....	16
3.3 HELMINTOS.....	17
3.3.1 Nematoda.....	18
3.3.2 Casca de ovos de helmintos .....	21
3.3.3 Ascaris lumbricoides .....	22
3.4 DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS UTILIZANDO CLORO .....	24
3.4.1 Fundamentos da desinfecção utilizando cloro .....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	27
4.1 ETE EXPERIMENTAL .....	28
4.2 COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS .....	33
4.2.1 Quantificação de coliformes totais e E. coli.....	33
4.2.2 Aferição de temperatura.....	33
4.2.3 Quantificação de ovos de helmintos.....	34
4.2.4 Quantificação de cloro residual .....	34
5. RESULTADOS .....	37
5.1 REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E DE E. COLI.....	37
5.2 COMPARAÇÃO ENTRE AS DIFERENTES FASES OPERACIONAIS DO SISTEMA DE TRATAMENTO .....	39

5.2.1	Comparação de remoções no tanque séptico .....	39
5.2.2	Comparação de remoções no WC .....	41
5.2.3	Comparação das remoções globais do sistema.....	45
5.3	DESINFECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE CLORO RESIDUAL.....	47
5.3.1	Calibração e validação do método de quantificação de cloro residual .....	47
5.3.2	Cloro residual livre.....	47
5.3.3	Cloro residual total .....	49
5.3.4	Inativação de coliformes totais e E. coli .....	51
5.4	REMOÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS. ....	54
6.	CONCLUSÕES .....	57
6.1	RECOMENDAÇÕES .....	58
7.	REFERÊNCIAS.....	59
	Apêndice A – Concentrações das 66 amostragens de coliformes totais e E. coli no EB, TS e WC.....	65
	Apêndice B – Temperaturas do EB, TS e WC ao longo das 66 amostragens .....	67

## 1.INTRODUÇÃO

Segundo a Organização Mundial da Saúde (2011), morrem por ano cerca de 1,8 milhões de pessoas acometidas por doenças gastrointestinais, sendo as crianças as mais atingidas. Essa problemática tem como causa a ingestão de água contaminada com agentes infecciosos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

O tratamento de efluentes antes de sua disposição em corpos d'água é um dos métodos preventivos para que as doenças gastrointestinais sejam controladas, isso também deve ser feito nas pequenas comunidades, que muitas vezes não possuem ligação à rede de coleta de esgoto. Dessa forma, a única opção que resta é o lançamento *in natura* dos dejetos, já que a instalação da tubulação de coleta de esgotos e a construção de uma estação de tratamento de esgotos muitas vezes possui um custo elevado.

Desta maneira, a utilização de pequenos sistemas que tratem descentralizadamente os efluentes domésticos, como os *wetlands* construídos, apresenta-se como alternativa para a diminuição dos lançamentos de efluentes *in natura* e conseqüentemente a diminuição dos riscos inerentes ao lançamento de agentes infecciosos em corpos receptores.

Levando em consideração que muitos dos riscos do lançamento de efluentes não tratados advêm de agentes infecciosos, a avaliação destes agentes microbiológicos toma grande importância, principalmente no que diz respeito a organismos que podem indicar a contaminação das águas, como coliformes totais e *Escherichia coli*, além da presença de agentes infectantes como cistos de *Giardia sp.* e ovos de helmintos.

Na Universidade Federal de Santa Maria foi instalada uma estação experimental de tratamento de esgotos domésticos da Casa do Estudante Universitário, constituída por um tanque séptico (TS) e um *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV). Este projeto é parte integrante da Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizado – RENTED, financiada pelo governo federal por meio da Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP e criada pela Chamada Pública MCT/MCIDADES/FINEP/Ação Transversal – Saneamento Ambiental e Habitação – 06/10. Tem-se como objetivo pesquisar formas de tratamento de esgoto doméstico de forma descentralizada para pequenas comunidades no Brasil.

Neste projeto estão sendo conduzidas três dissertações de mestrado e três teses de doutorado, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. O primeiro trabalho resultante desse projeto foi a dissertação de Decezaro (2016) em que foi estudada a instalação da ETE e o início de operação, bem como a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada nas unidades de tratamento. As outras pesquisas que foram realizadas são: análise de ciclo de vida (ALVES, 2016); análise do custo-benefício. Além de pesquisas ainda em andamento como a remoção de fármacos e desreguladores endócrinos.

Tendo em vista a minimização dos riscos do lançamento de efluentes sem tratamento ou tratamento ineficiente no que tange a remoção de micro-organismos patogênicos, o sistema wetland construído é uma alternativa para pequenas comunidades que não são atendidas pela rede de esgotamento sanitário.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a remoção de coliformes e *Ascaris lumbricoides* em sistema descentralizado de tratamento de efluentes domésticos, constituído por tanque séptico seguido de *wetland* construído de fluxo vertical.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar a remoção global e por etapas de coliformes totais e *Escherichia coli*;
- Avaliar a remoção de coliformes totais e *E. coli* nas diferentes fases operacionais do sistema;
- Avaliar a eficiência da cloração do efluente final, tendo em vista a inativação de coliformes totais e *E. coli*;
- Estimar a remoção global e por etapas de ovos de *Ascaris lumbricoides*;



### 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

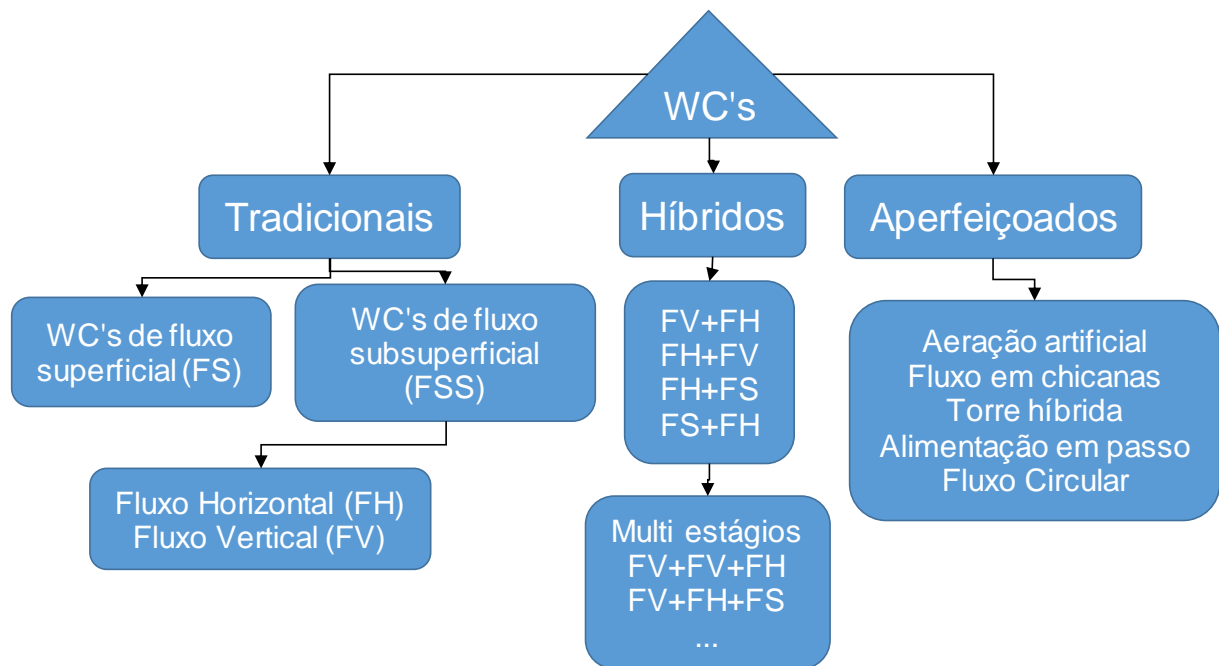
Do inglês, *wetland* significa terra alagada, pântano, ou seja, região onde o solo está permanentemente ou parcialmente saturado por água. Já no âmbito do tratamento de efluentes, wetland construído é um sistema que utiliza substrato (meio suporte), micro-organismos e pode ou não utilizar plantas (macrófitas), para auxiliar o tratamento de águas residuárias, sejam elas de origem doméstica ou industrial (VYMAZAL, 2010).

As pesquisas deste sistema de tratamento iniciaram na Alemanha em 1952, no instituto Max Planck e no ocidente nos anos 70, sendo que sua rápida implementação ocorreu apenas a partir de 1985, por ser mecanicamente simples e por possuir um sistema biológico complexo capaz de atingir altos níveis de tratamento (KADLEC e WALLACE, 2009). Os wetlands atualmente são aplicados a uma gama enorme de efluentes que variam desde efluentes domésticos (EUSTAQUIO JR., et al., 2012), industriais (DI LUCA, et al., 2011), lixiviado de aterros sanitários (MANNARINO, et al., 2006) e efluentes agroindustriais (SULTANA, et al., 2015).

##### 3.1.1 Tipos de wetlands construídos

Os *wetlands* construídos (WC) constituem uma gama de reatores biológicos que podem ser divididos, segundo WU et al. (2015), em WC's tradicionais, WC's híbridos e WC's aprimorados (Figura 1). Cada um destes sistemas possui suas particularidades de acordo com tipos de fluxo, arranjos, alimentação e alguns aperfeiçoamentos específicos.

Figura 1 - Classificação dos sistemas de WC's



Fonte: Adaptado de WU et al. (2015).

Os WC's tradicionais são os primeiros sistemas do tipo a serem desenvolvidos. Utilizados inicialmente para tratamento de esgoto doméstico, onde são empregados principalmente os de fluxo sub superficial, a fim de evitar o mal cheiro e a proliferação de insetos, já que nos de fluxo superficial há a existência de uma lâmina de efluente continua sobre o material de recheio (KADLEC e WALLACE, 2009).

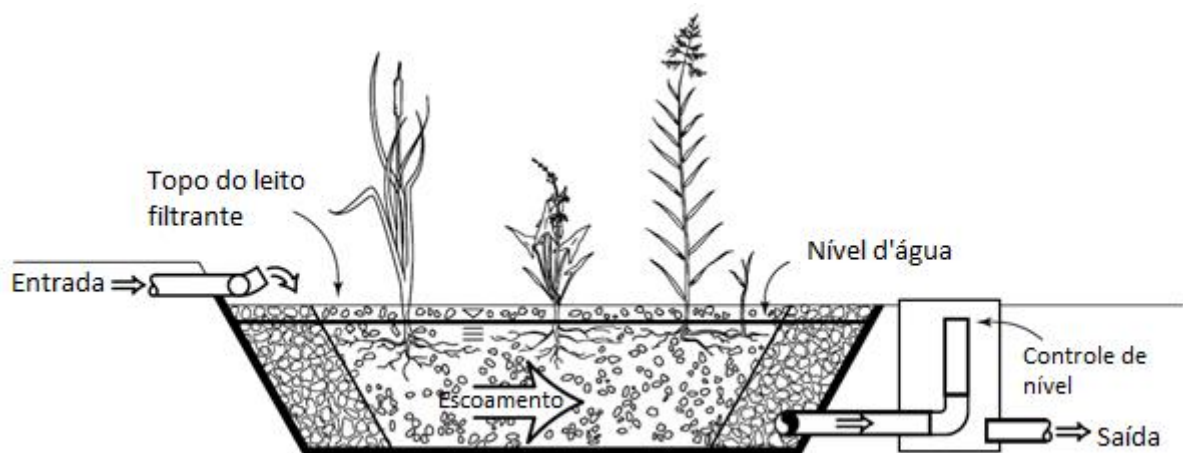
Os híbridos têm como objetivo a união de dois ou mais tipos de WC's, normalmente em série, visando a melhoria do processo como um todo, já que cada um deles possui sua particularidade no que diz respeito a eficiência de remoção de nutrientes, material carbonáceo, método de operação, simplicidade, etc (WU et al., 2015).

Já os aperfeiçoados, como o próprio nome diz, são aqueles que por adição de algum método ou sistema, incrementam o desempenho do reator como por exemplo, a injeção de oxigênio no material de recheio, ou até mesmo a adição de chicanas no reator (WU et al., 2015).

### 3.1.2 WC's de fluxo horizontal (WCFH)

Esta configuração de WC é caracterizada pelo caminho horizontal que o efluente percorre dentro do filtro, sendo distribuído por toda seção transversal de entrada por meio de tubulações. Já na seção transversal final do filtro, o mesmo é coletado por uma tubulação semelhante à de entrada (Figura 2).

Figura 2 - WC de fluxo horizontal



Fonte: Adaptado de KADLEC e WALLACE (2009).

O efluente escoava sub superficialmente no meio filtrante sobre ação dos micro-organismos presentes no meio, bem como pelas raízes e rizomas das macrófitas, além de passar por um processo de filtração. No meio filtrante pode-se encontrar três zonas distintas. A aeróbia, localizada próximo as raízes e rizomas das macrófitas, a anóxica, na porção abaixo da superfície de escoamento do efluente, e a anaeróbia, localizada na porção mais profunda do filtro (VYMAZAL, 2010).

Este tipo de fluxo é eficiente na remoção de material orgânico através da degradação biológica que ocorre nas zonas anóxicas e anaeróbias, as principais neste tipo de WC. Os sólidos suspensos são removidos principalmente por mecanismos físicos como filtração e sedimentação, sendo geralmente de eficiência bem elevada (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2010).

A remoção de nutrientes, no que diz respeito ao fósforo, é bastante reduzida, ficando a cargo das macrófitas e desta maneira, representando uma remoção temporária, já que a própria deposição de restos vegetais mortos na superfície do filtro

devolve o fósforo ao mesmo. E a série do nitrogênio, mais especificamente a nitrificação, ocorre na zona aeróbia, mas por ser reduzida, essa conversão é muito baixa neste tipo de reator, já que há prevalência de zonas anóxicas e anaeróbias, desta maneira a desnitrificação neste sistema ocorre em maior quantidade (VYMAZAL, 2010). Por esse motivo, quando se pretende remover nitrogênio, utiliza-se WC's de fluxo vertical seguido por horizontal.

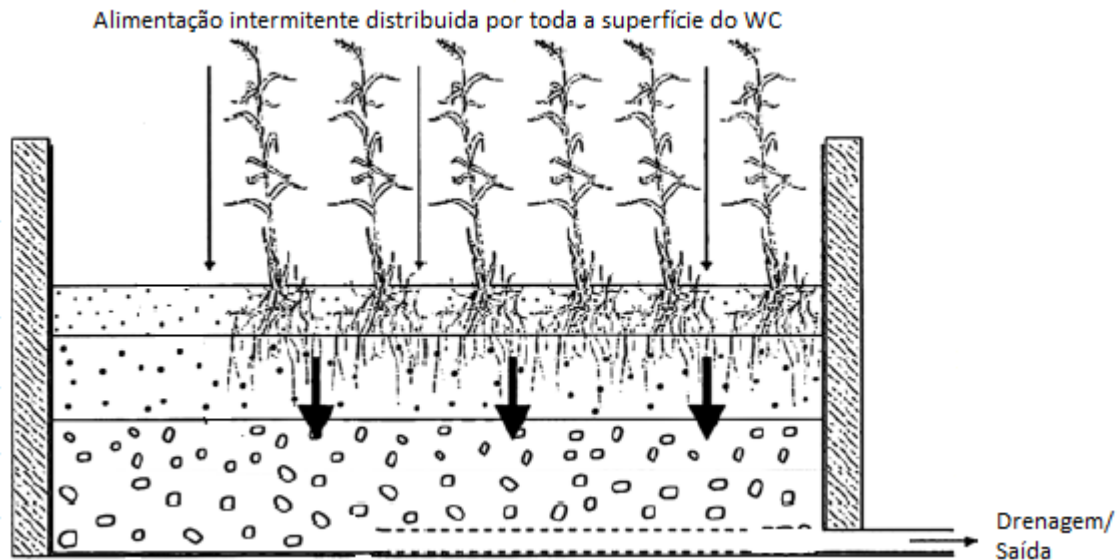
Quanto a remoção de patógenos, os sistemas horizontais apresentam fatores que propiciam uma boa remoção, sejam eles por fatores físicos, químicos e/ou biológicos. Dentre eles podemos citar filtração, sedimentação, oxidação, exposição a biocidas excretados pelas raízes e rizomas das macrófitas, exposição ao pH do meio e eventual adsorção pelo material filtrante, predação por nematoides, protozoários, ataque por bactérias e vírus (IWA, 2000).

Alguns trabalhos apontam a maior eficiência de wetlands plantados para aqueles não plantados no que diz respeito a remoção de coliformes, isso ocorre pois há uma maior diversidade de organismos no meio filtrante, favorecendo assim presença de micro-organismos predadores por exemplo (RIVERA *et al.*, 1995; KADLEC e WALLACE, 2009).

### **3.1.3 WC's de fluxo vertical (WCFV)**

Este tipo de WC é caracterizado pelo fluxo que percola verticalmente pelo material de recheio do reator. Isso é realizado através de tubulações na superfície do reator que distribui uniformemente o efluente e, após a percolação, o mesmo é coletado no fundo por tubulação semelhante (Figura 3). Por ser alimentado homogeneamente na superfície, esta configuração faz com que os WCFV requeiram menor área (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2011).

Figura 3 - WC de fluxo vertical



Fonte: Adaptado de KADLEC e WALLACE, 2009.

Muitas vezes o fluxo neste reator é realizado de forma intermitente (por pulsos/batelada), e desta maneira ocorre o arraste de ar para dentro do material de recheio entre um pulso e outro, aumentando consequentemente a nitrificação se comparado ao sistema horizontal. Porém a desnitrificação pode ser considerada inexistente ou extremamente baixa, já que as zonas anóxicas são extremamente limitadas, isso se deve principalmente ao regime de alimentação do reator (UN-HABITAT, 2008).

Os WCFV são normalmente utilizados no tratamento de efluentes domésticos, sejam de forma centralizada ou descentralizada, além de lixiviados de aterro sanitário e agroindustriais (VYMAZAL, 2010). Essa grande aplicabilidade dos WCFV se deve ao arraste de oxigênio para dentro do material de recheio, resultando em boas taxas de nitrificação, de remoção de materiais orgânicos ( $DBO_{5,20}$ ; DQO), de sólidos em suspensão e de micro-organismos patogênicos, além da vantagem de requerer menor área que o WCFH (UN-HABITAT, 2008).

### 3.1.4 Remoção de patógenos e coliformes

A remoção de micro-organismos patogênicos e de coliformes em efluentes tratados por WC's, está ligada principalmente a retenção no biofilme do meio filtrante,

bem como nas raízes e rizomas das macrófitas, adsorção pela matéria orgânica, além de fatores ecológicos como predação, competição e por vezes inibição por substâncias liberadas pelo metabolismo das macrófitas e eventual decaimento celular (CALIJURI, et al., 2009).

Outro ponto importante para a remoção de patógenos é o tempo de detenção hidráulico (TDH), já que quanto maior, mais os mecanismos de remoção podem atuar (CALIJURI, et al., 2009). Desta maneira vários trabalhos vem relacionando o TDH com a remoção de coliformes, como pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 1 – Comparação entre remoções de coliformes totais e *E. coli* em diferentes TDH's/taxa de aplicação em diferentes tipos de WC's relatados na literatura.

<b>Autor</b>	<b>Tipo de WC</b>	<b>TDH/taxa de aplicação/carga</b>	<b>Coliformes termotolerantes (Log)</b>	<b><i>E. coli</i> (Log)</b>
<b>(VALENTIN, 2003)</b>	WCFH	1 a 6 dias	1 a 2	≤1
(CALIJURI et al., 2009)	WCFH	1,3 a 5,3 dias	≈2	2 a 4
<b>(ALMEIDA e ALMEIDA, 2005)</b>	WCFV	4 dias (batelada)	1 a 2	1 a 2
<b>(TIMM, 2015)</b>	WCFV	33 L/m <sup>2</sup> /d	≈2	≈1

Fonte: O autor

### 3.2 MICRO-ORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL

O isolamento de microrganismos causadores de contaminação ambiental nem sempre é possível. Desta maneira, para se determinar a presença dos mesmos e/ou a ocorrência de contaminação, o emprego de microrganismos facilmente detectáveis e que estão diretamente relacionados a contaminação fecal, e conseqüentemente a presença de microrganismos infectantes é de extrema necessidade.

Porém, estes microrganismos para serem considerados bons indicadores, necessitam alguns atributos que lhes confirmam uma elevada correlação com contaminações de origem fecal, bem como serem facilmente identificáveis, dentre estas características pode-se citar (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2004):

- Estar relacionado com riscos a saúde;
- Sobrevivência semelhante ou maior que agentes patogênicos;
  - Exposição a ultravioleta, temperatura, salinidade, predação por flora local, congelamento, mecanismos biológicos de sobrevivência, resposta a desinfecção;
- Transporte similar ou maior que agentes patogênicos;
- Presença em maior número que os agentes patogênicos;
- Específico para uma fonte fecal ou identificável quanto a origem;

Diante dos vários requisitos, aliado a alta variabilidade de métodos de tratamento de esgoto sanitário, não há um único organismo que possa ser utilizado como indicador de amplo espectro, mas sim vários, ou até mesmo grupos de microrganismos. Desta maneira, vem se utilizando o grupo dos coliformes como indicador de contaminação fecal.

### 3.2.1 Grupo dos coliformes

Durante muito tempo prevaleceu a utilização isolada da *E. coli* como indicador de contaminação fecal. Porém a busca por agilidade e simplicidade nos métodos deu lugar a utilização do grupo dos coliformes e posteriormente pelos coliformes fecais (HOFSTRA e HUISIN'T VELD, 1988).

As bactérias que pertencem ao grupo dos coliformes, também chamadas de coliformes totais, podem ser definidas como bacilos gram negativos, aeróbios ou anaeróbio facultativos, não formadores de esporos, oxidase negativos e capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos. Estas bactérias fermentam a lactose com produção de gás, ácido e aldeído sob temperaturas de  $35 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ , em 24 a 48 horas e que podem apresentar atividade da enzima  $\beta$ -galactosidase (BRASIL, 2005).

Já os coliformes termotolerantes, são um subgrupo dentro dos coliformes totais que possuem todas as características anteriores, exceto que fermentam a lactose a uma temperatura mais elevada, neste caso a  $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$  em 24 horas (BRASIL, 2000). E por sua vez a *E. coli*, que é a representante mais comum do subgrupo dos coliformes termotolerantes, possuindo as mesmas características listadas anteriormente, além de também fermentar manitol, juntamente com a lactose e produzir indol a partir do triptofano. Também é oxidase negativa, porém não hidrolisa

a uréia e apresenta além da atividade da  $\beta$ -galactosidase, a atividade da enzima  $\beta$ -glucoronidase (BRASIL, 2005).

Deve-se atentar que as características listadas anteriormente são apenas prático-laboratoriais, não correspondendo a qualquer valor taxonômico para diferenciação ou classificação destes micro-organismos (GONÇALVES, 2003).

### **3.2.2 Utilização de organismos indicadores**

Levando em consideração a expressão do risco do lançamento de efluentes tratados ou a avaliação da eficiência do tratamento, sempre ha um ou mais organismos indicadores para cada situação específica. Dentre estas situações pode-se citar: a eficiência do tratamento na remoção/inativação de organismos patogênicos; o lançamento de efluentes tratados em corpos receptores; e a utilização de efluentes na irrigação e piscicultura.

Resguardando os devidos cuidados às generalizações, pode-se afirmar com veracidade de que (GONÇALVES, 2003):

- Bactérias e vírus são inativados pela ação de desinfetantes químicos ou físicos (Radiação UV, ozônio, cloro).
- A resistência aos desinfetantes é crescente: bactérias patogênicas < bactérias indicadoras < vírus < cistos de protozoários < ovos de helmintos.
- Cistos de protozoários e ovos de helmintos são principalmente removidos por processos físicos: sedimentação, precipitação química, filtração.
- Eficiência e facilidade de remoção dos ovos de helmintos é maior que de cistos de protozoários.

Se considerados tais afirmações, pode-se concluir que os coliformes só são adequados como indicadores de inativação de bactérias patogênicas. Já que ao aferir a qualidade bacteriológica do efluente tratado, a ausência de coliformes totais ou até mesmo sua redução a uma certa densidade residual, é um indicador suficiente da eficiência do tratamento, uma vez que estes micro-organismos apresentam uma taxa de decaimento similar ou inferior. Se levado em consideração a densidade no esgoto bruto e o método de tratamento, este raciocínio pode ser válido para a inativação de vírus, mesmo os coliformes não sendo bons indicadores de inativação dos mesmos,



porém isso só é praticável quando empregados em sistemas com tempo de detenção hidráulico elevado, como lagoas de estabilização (GONÇALVES, 2003).

No que diz respeito a qualidade parasitológica do efluente, não há um indicador universal que representa a remoção dos parasitas por processos de sedimentação ou filtração. Porém em lagoas de estabilização, a remoção de ovos de helmintos tomando como base suas características de sedimentação, tem sido aceita como indicação da remoção de outros organismos que podem ser sedimentados, o que inclui cistos e oocistos de protozoários. Este raciocínio não deve se estender a processos de filtração, já que a velocidade de sedimentação dos ovos de helmintos é superior à dos cistos e oocistos de protozoários (OMS, 1989).

A inativação de ovos de helmintos por cloração é praticamente inexistente, e de difícil ocorrência em cistos e oocistos de protozoários, porém se empregado outros métodos de desinfecção, como a radiação UV, a utilização de indicadores não pode ser considerada, tornando necessário a avaliação dos próprios parâmetros de controle para a avaliação da eficiência (GONÇALVES, 2003).

Desta maneira, deve-se considerar inicialmente o destino final do efluente tratado para assim considerar os indicadores necessários para a avaliação da qualidade do mesmo. Se este efluente tem como destino um corpo receptor que posteriormente é utilizado para recreação de contato primários, este deve atender os requisitos de coliformes termotolerantes e *E. coli* (BRASIL, 2000), já se for utilizado para irrigação o monitoramento deve ser feito tomando-se como base coliformes fecais e ovos de helmintos (OMS, 1989).

### 3.3 HELMINTOS

Os helmintos, popularmente conhecidos como vermes, constituem um número muito grande de espécies, tanto de vida livre, como de parasitas. Dentre estes, pode-se citar três filos, são eles: *Platyhelminthes* (vermes achatados); *Aschelminthes* (vermes cilíndricos); *Acanthocephala* (vermes com o corpo cilíndrico ou ligeiramente achatados). Nestes filos, pode-se citar de principal importância a classe Nematoda, cujo principal representante é a *Ascaris lumbricoides* e *Tricuris thichiura* e ancilostomídeos (*Ancylostoma duodenale*, *Necator americanus* e *Ancylostoma ceylanicum*) (NEVES et al., 2004).

Assim como a *Giardia* e o *Cryptosporidium*, é nas fezes que se encontram elevada concentração destes organismos. No caso dos helmintos, são os ovos que são expelidos nas fezes, já que a fase parasitária do organismo ocorre no trato gastrointestinal do hospedeiro.

A ocorrência de infecções é bem comum, porém a patogenicidade causada no hospedeiro depende do grau da infecção e da natureza do parasito. Mas também é variável de espécie para espécie de parasito, já que alguns são patogênicos estritos, ou seja, são frequentemente responsáveis por infecções. Já outros são oportunistas, induzem a doença em casos onde a imunidade do hospedeiro está baixa (NEVES et al., 2004).

Os helmintos, de acordo com FAECHEM et al. (1983), são classificados na Categoria III, que relaciona infecções que tem como causa as excretas. Nesta categoria se enquadram os parasitas que não necessitam de hospedeiros intermediários, pode-se citar a *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e ancislostomídeos.

Além dos da categoria III, também são de interesse sanitário os classificados na categoria IV, sendo aqueles que necessitam de hospedeiro intermediário, como as *Taenia solium* e *Taenia saginata*, que tem como hospedeiro intermediário os suínos e bovinos respectivamente. Já na categoria V, são enquadrados aqueles que necessitam de um hospedeiro intermediário aquático, como é o caso do molusco, que transmite o *Schistosoma*, precursor da esquistosomose (FAECHEM et al., 1983).

### 3.3.1 Nematoda

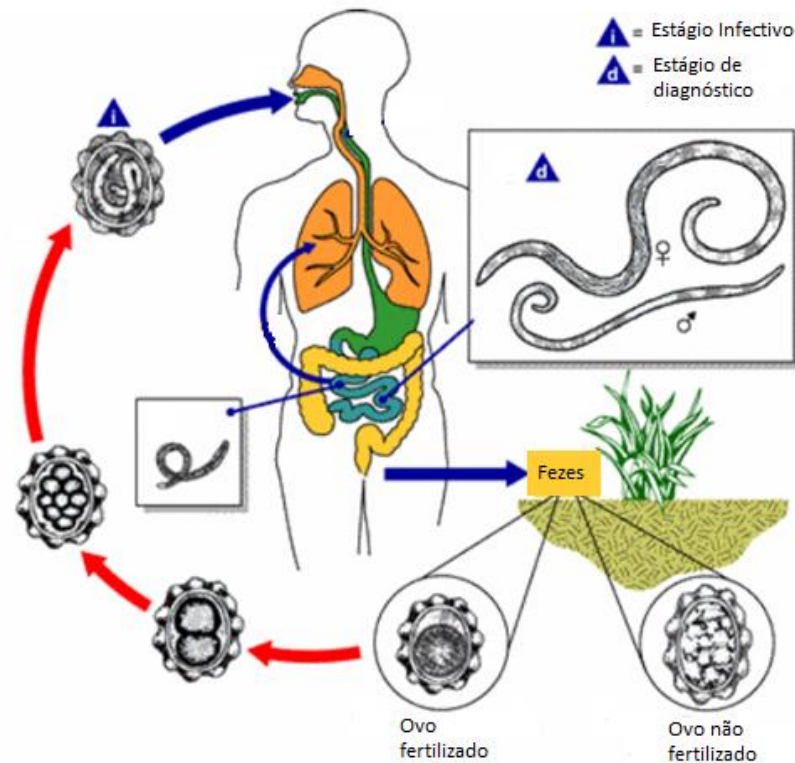
Vermes geralmente cilíndricos e filiformes que na maioria das espécies possuem diformismo sexual (fêmeas maiores que os machos) e os espermatozoides fecundam o ovócito na passagem pelo útero, onde completam o desenvolvimento do ovo. Normalmente estão localizados no aparelho digestivo por ser um meio muito rico com materiais nutritivos facilmente assimiláveis. É também nesse ambiente com presença de dióxido de carbono e gases como nitrogênio e metano que ocorre a eclosão dos ovos (NEVES et al., 2004).

O desenvolvimento dos nematóides é dividido em cinco estádios, onde a passagem de um estágio para o outro é limitado por uma troca de cutícula (camada externa protetora). O embrião, formando dentro do ovo ao eclodir da origem a larva

de primeiro estágio L<sub>1</sub>, que posteriormente se transforma em L<sub>2</sub> após a troca da cutícula. No estágio infectante, ou L<sub>3</sub>, a larva tem a necessidade de infectar um hospedeiro definitivo, para atingir seu total desenvolvimento. A infecção pode-se dar passivamente, quando há ingestão do ovo (*Ascaris*, *Trichuris*, *Enterobius*), ou ativamente, quando a larva penetra na pele ou mucosa (*Strongyloides*, *Ancylostoma*) (FAECHEM et al., 1983).

Tomando como base o ciclo de vida da *Ascaris lumbricoides* como forma de avaliar melhor o desenvolvimento do parasito (Figura 4). Os adultos instalam-se no intestino delgado, onde a fêmea produz cerca de 200.000 ovos por dia que são eliminados nas fezes (FAECHEM et al., 1983). Alguns destes ovos não são fertilizados, e se forem ingeridos, não irão causar infecção, já os férteis, tornam-se infectantes entre 18 dias a algumas semanas (dependendo das condições ambientais).

Após os ovos serem ingeridos, as larvas eclodem e invadem a mucosa intestinal, sendo transportadas para a circulação e chegam aos pulmões, onde permanecem por 10 a 14 dias até amadurecerem. Quando maduros, ascendem a árvore brônquica, passam pela garganta e chegam ao intestino delgado, onde se desenvolvem tornando-se adultos. Um período entre 2 a 3 meses é necessário entre a ingestão de ovos viáveis (férteis) até a ovoposição pela fêmea adulta, sendo que estes vermes tem um tempo de vida de 1 a 2 anos (CDC, 2015).

Figura 4 - Ciclo de vida da *Ascaris lumbricoides*

Fonte: CDC (2015).

Quando os ovos são expelidos para o ambiente juntamente com as fezes, estes ficam expostos às condições ambientais. Desta maneira para que seja assegurada a continuidade do ciclo, as principais adaptações utilizadas por esses parasitas são (NEVES et al., 2004):

- Produção diária de ovos é elevada;
- Diversos tipos de reprodução (dioicos, hermafroditas, partenogênese);
- Ovos e fases larvais contam com reservas nutritivas acumuladas durante a oogênese;
- Afinidade aos hábitos e comportamentos do hospedeiro;
- Mecanismos de sobrevivência específicos (dormência e latência);
- A espessura da casca dos ovos;

Um ponto importante a ser esclarecido, é a diferença entre dormência e latência. A dormência é um estado de redução da atividade metabólica, podendo ser acarretado por fatores ambientais desfavoráveis, ou em certos casos, constituir uma etapa obrigatória do desenvolvimento do parasita. Já a latência é a parada do

desenvolvimento em determinada fase (bloqueio metabólico), induzida por condições ambientais que desencadeiam essa parada.

A dormência pode ser iniciada por falta de água (anidrobiose), escassez de oxigênio (anoxibiose), queda de temperatura (cribiose), dentre outros. O encerramento destes períodos e o surgimento de fatores favoráveis ao desenvolvimento desencadeia a continuação do ciclo biológico do parasita. Isso ocorre com maior frequência com ovos e em alguns casos com larvas infectantes de terceiro estágio.

O mecanismo de latência, é uma forma de adaptação ao meio, sendo usado muitas vezes por populações de parasitas, *Ancylostoma duodenale* por exemplo, como forma de contornar a sazonalidade do ambiente, principalmente em locais onde os invernos são mais rigorosos.

### **3.3.2 Casca de ovos de helmintos**

A transmissão das parasitoses envolve uma grande mortalidade destes indivíduos no ambiente externo, porém essa grande mortalidade se contrapõe ao elevado potencial biótico e adaptabilidade dos ovos, que garantem a continuidade do ciclo biológico. Desta maneira, a estrutura e a composição das cascas dos ovos é de grande valia, tanto no que tange a mecanismos eliminação por anti-helmínticos, quanto na remoção/inativação destes em sistemas de tratamento de efluentes.

A casca dos ovos de nematóides varia bastante entre espécies, podendo apresentar entre 1 a 5 camadas, porém o padrão mais frequentemente observado é de uma camada interna lipídica, uma intermediária de quitina e uma externa de vitelina. Estas camadas são formadas no processo de oogênese, sendo formadas pelo próprio ovo, e em adição a estas camadas, pode-se formar camadas externas geradas pelas células uterinas da fêmea, podendo conter mucopolissacarídeos e proteínas, caso este típico de ovos de *Ascaris lumbricoides*.

A camada lipídica interna é a principal responsável pela impermeabilidade de algumas cascas de ovos de helmintos, sendo constituída de 25% de proteínas e 75% de lipídios no caso de *Ascaris lumbricoides*.

Já a camada de quitina (intermediária), normalmente é a camada mais espessa em comparação às outras. A natureza química da quitina nesta camada dá ao ovo a resistência estrutural, sendo muitas vezes associado a proteínas.

A camada externa de vitelina é derivada da própria membrana vitelina do ovo, constituída de material lipoprotéico, sendo esta uma camada relativamente espessa. Esta comumente associada a materiais particulados quando esta camada é a mais externa da casca.

### **3.3.3 Ascaris lumbricoides**

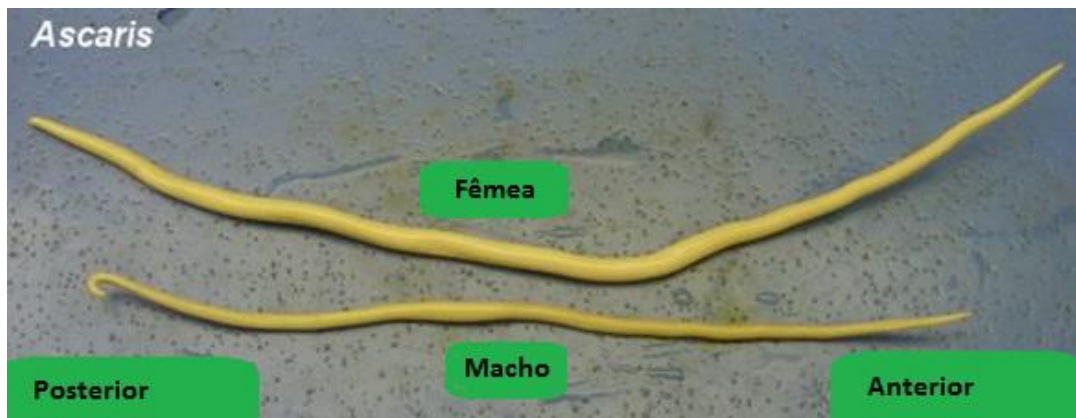
Citado com frequência como o mais cosmopolita dos helmintos humanos, têm seus casos de infecção, na maioria das vezes, leve e clinicamente benigna. Mas não descartando a possibilidade de ocorrência de infecções graves e obstrutivas, necessitando intervenção cirúrgica de urgência (NEVES et al., 2004).

Estas infecções podem ser classificadas em duas, de acordo com NEVES et al. (2004).:

- de baixa intensidade – normalmente causadas por 3 a 4 vermes, não apresentando alteração alguma no hospedeiro.
- de média – causadas em geral por 30 a 40 vermes.
- e maçicas – causadas por mais de 100 vermes. Nestes casos apresenta-se alterações mecânicas, tóxicas e/ou alérgicas, podendo ocorrer até lesões hepáticas e pulmonares.

Usualmente são vermes longos, cilíndricos e robustos, com afilamento na extremidade anterior e sexualmente diferentes (Figura 5), vivem no interior do aparelho digestivo, mais precisamente no jejuno e íleo, mas em infecções mais intensas são encontrados em toda a extensão do intestino delgado, nutrindo-se de micro-organismos e materiais semi-digeridos, pois dispõem das enzimas necessárias para a digestão de proteínas, carboidratos e lipídeos.

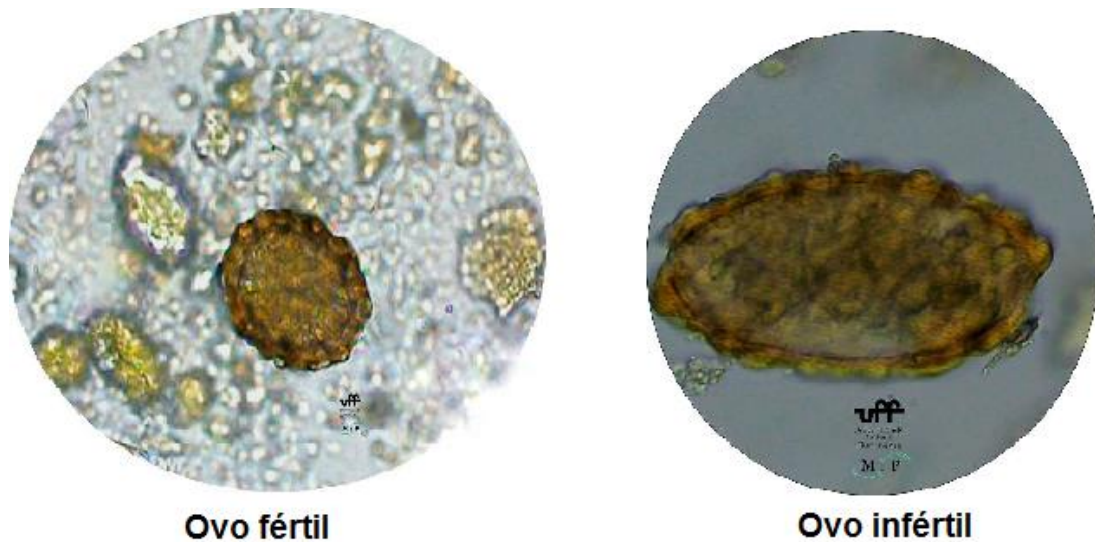
Figura 5 - Conformação do corpo e diferenciação sexual de *Ascaris lumbricoides*.



Fonte: Adaptado de SIMMONS (2005).

Os ovos são típicos, por apresentarem uma membrana mamilonada externa. Os ovos férteis são quase esféricos, medem em média  $60 \times 45 \mu\text{m}$ , já os inférteis, mais longos, medem em seu maior comprimento 80 a  $90 \mu\text{m}$  e possuem a camada albuminosa menos espessa e irregular (NEVES, MELO, *et al.*, 2004) (Figura 6).

Figura 6 - Ovo fértil e infértil de *Ascaris lumbricoides*



Fonte: Uchôa et al. (2013).

Sob temperaturas ótimas, entre 20 e  $30^\circ\text{C}$ , e umidade mínima de 70%, além da presença de oxigênio, o embrionamento dos ovos no meio externo ocorre em 15 dias (ovo para L1). Após uma semana ocorre uma muda e passa do estágio L1 para L2.

Outra muda ocorre para atingir o estágio L3, sendo esta a forma infectante que pode permanecer viável por vários meses ou anos, se as condições ambientais forem favoráveis (NEVES et al., 2004).

Desta maneira o solo desempenha um papel importante, tanto no ciclo biológico da *áscaris*, como forma de armazenamento de formas infectantes, pois recebe através de fezes e/ou efluentes não tratados, uma carga patogênica, que abriga e fornece ambiente propício para o desenvolvimento do ovo até seu estágio L3, e a partir deste, funciona como fonte de infecção.

O estágio L1 é o mais sensível às condições ambientais, principalmente umidade, diminuindo a sensibilidade conforme o ciclo se aproxima de L3, o mais resistente. O solo úmido e sombreado é o mais propício para a sobrevivência e embrionamento, sendo desta maneira, os solos mais argilosos (em detrimento aos mais arenosos) aqueles que apresentam as melhores condições de umidade, pelo comportamento higroscópico da argila.

### 3.4 DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS UTILIZANDO CLORO

O interesse quanto a desinfecção de efluentes é cada vez maior, já que é crescente a degradação das fontes para abastecimento de água. Desta maneira a desinfecção objetiva a inativação ou destruição de micro-organismos enteropatogênicos que podem estar ainda presentes no efluente tratado, tornando assim este lançamento mais seguro do ponto de vista micro-biológico (LAPOLLI, HASSEMER, *et al.*, 2005).

Um dos produtos mais largamente utilizados no Brasil é o cloro, principalmente na forma líquida (hipoclorito de sódio), como também em forma gasosa (cloro molecular), devido principalmente a seu baixo custo, viabilidade técnica e eficácia na desinfecção (GONÇALVES, 2003).

#### 3.4.1 Fundamentos da desinfecção utilizando cloro

Quando em contato com bactérias e vírus presentes no efluente sanitário, o cloro atua principalmente modificando a membrana celular bacteriana no que diz respeito a sua permeabilidade, além de provocar modificações nos ácidos nucleicos



que posteriormente causam mutações. Nos vírus, a inativação ocorre pela modificação dos ácidos nucléicos e na envoltória proteica (ALMEIDA, 2007).

O cloro e seus derivados apresentam elevado poder oxidante, desta forma reagem com os mais diversos compostos existentes nos esgotos domésticos. A diferença entre o cloro residual e a dose inicial de cloro é chamada de demanda de cloro, esta demanda é proveniente das mais diversas reações em que o cloro passa ao entrar em contato com o esgoto.

Uma destas reações é a formação de cloroaminas, que ocorre quando o cloro reage com a amônia presente no efluente. Pode haver a produção de três tipos distintos de cloroaminas, a monocloroamina ( $\text{NH}_2\text{Cl}$ ), a dicloroamina ( $\text{NHCl}_2$ ) e a tricloroamina ( $\text{NCl}_3$ ). A monocloroamina e a dicloroamina são conhecidas como cloro residual combinado, mesmo tendo poder oxidante inferior aos produtos da dissociação do cloro em água ( $\text{HOCl}$  e  $\text{HOCl}^-$ ), conhecidos como cloro residual livre, estão também atuam como desinfetantes, porém de baixo poder reativo (GONÇALVES, 2003).

A formação destas espécies de cloroaminas está intimamente relacionado ao pH do meio, temperatura, tempo de contato e razão inicial cloro/amônia. Desta maneira entre a faixa de pH de 4,5 a 8,5, a coexistência entre monocloroamina e dicloroamina nas mais variadas proporções. Acima de 8,5 há predominância da monocloroamina, próximo a 4,5 há predominância de dicloroamina e abaixo de 4,4 são formadas as tricloroamina (CHERNICHARO, DANIEL, *et al.*, 2001). A sensibilidade a este fator pode ser explicada pelo delicado equilíbrio que ocorre  $\text{HOCl} \leftrightarrow \text{OCl}^-$  e  $\text{NH}_3 \leftrightarrow \text{NH}_4^+$  (SANTOS, RODRIGUES e ROCHA, 1990).

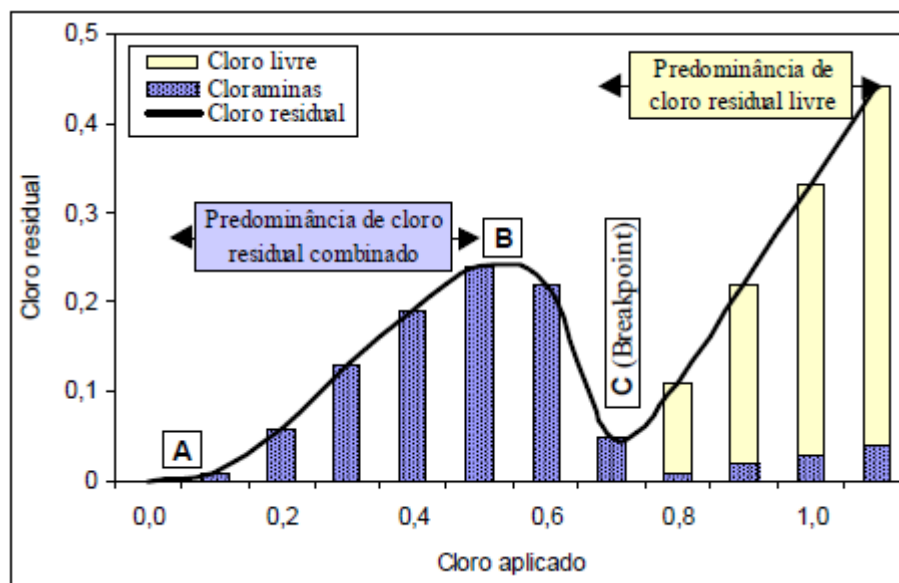
Outro subproduto formado da reação do cloro agora com compostos orgânicos são os trihalometanos (THM's), oriundos da reação com nitrogênio orgânico e alguns compostos não nitrogenados presentes no efluente. Apesar do efluente possuir normalmente estes compostos precursores da formação dos THM's, a predominância ou seletividade da reação do cloro com amônia na formação de cloroaminas aliada a menor velocidade de reação entre o cloro e os compostos precursores de THM's faz com que a quantidade destes seja pequena (EPA, 2011).

Dentre os fatores que influenciam na eficiência da desinfecção pode-se citar a dosagem do desinfetante, o tempo de contato, bem como a homogeneização do mesmo na mistura. Um reator que possua características hidrodinâmicas de boa homogeneização pode reduzir a relação tempo de contato/concentração de desinfetante. As características físico-químicas do efluente também interferem na

eficiência, onde na presença de composto redutores à base de enxofre, a presença de nitrogênio amoniacal e a quantidade de sólidos no efluente, este por sua vez pode atuar como barreira, protegendo os micro-organismos do desinfetante (GONÇALVES, 2003).

O método de cloração mais comumente utilizado é a cloração ao *break-point*. Onde o cloro é adicionado até o ponto onde a concentração de cloro residual combinado atinge um valor mínimo e a concentração de cloro residual livre começa a crescer. O ponto de inflexão entre o residual livre e o combinado é denominado de *break-point* como pode ser visto na Figura 7. Em efluentes contendo nitrogênio orgânico ou amoniacal este fenômeno ocorre de forma menos definida, com ponto de inflexão menos evidente (CHERNICHARO, DANIEL, *et al.*, 2001).

Figura 7 - Cloração ao break-point

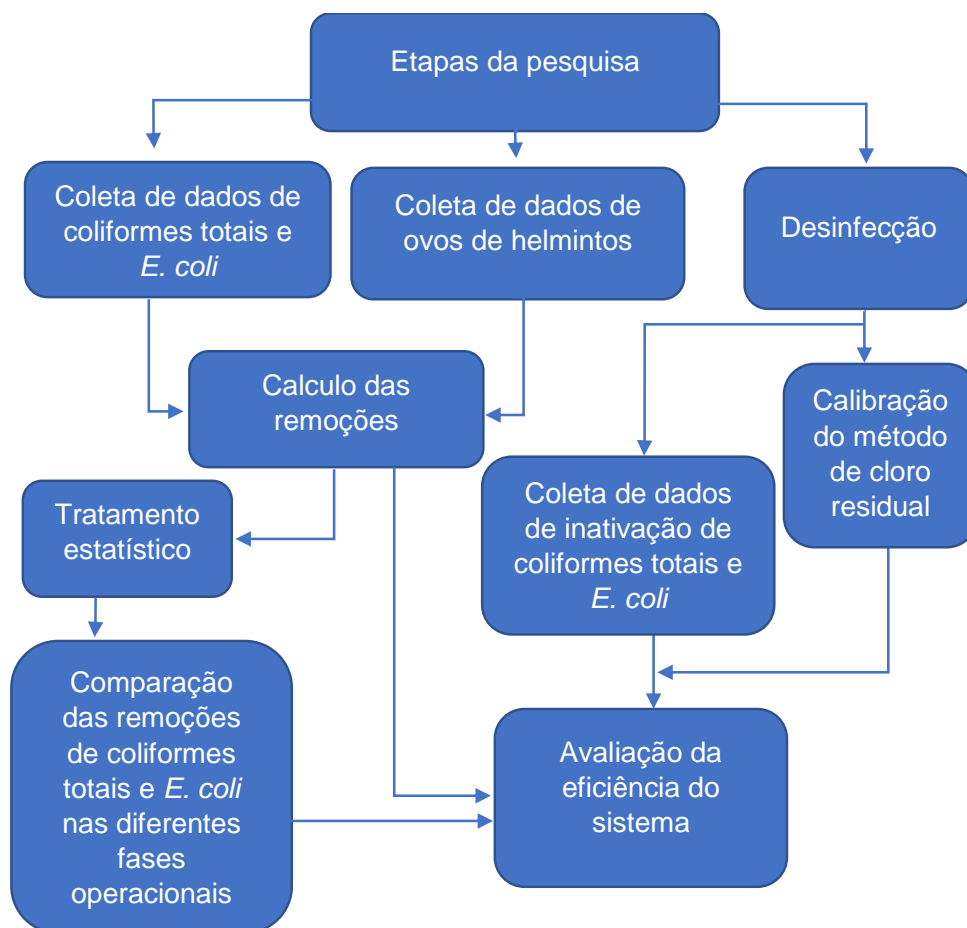


Fonte: CHERNICHARO, DANIEL, *et al.* (2001).

#### 4.MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa desenvolvida foi realizada em três frentes principais: a obtenção de dados de coliformes totais e *E. coli* no efluente bruto, no tratado pelo tanque séptico e no tratado pelo wetland construído; a obtenção de dados de ovos de helmintos no efluente bruto, no tratado pelo tanque séptico e no tratado pelo wetland construído; e a desinfecção do efluente tratado pelo wetland construído utilizando cloro (Figura 8).

Figura 8 – Fluxograma das etapas de elaboração pesquisa de acordo com as três frentes abordadas.



Fonte: O autor.

Este estudo foi realizado na estação de tratamento de efluentes (ETE) experimental implantada na Universidade Federal de Santa Maria, mais precisamente, nos fundos da Casa do Estudante Universitário II – Prédio 35, próximo ao Restaurante Universitário (RU) (Figura 9).

Figura 9 - Localização da ETE experimental que trata parte do efluente da Casa do Estudante Universitário II – Prédio 35.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2016).

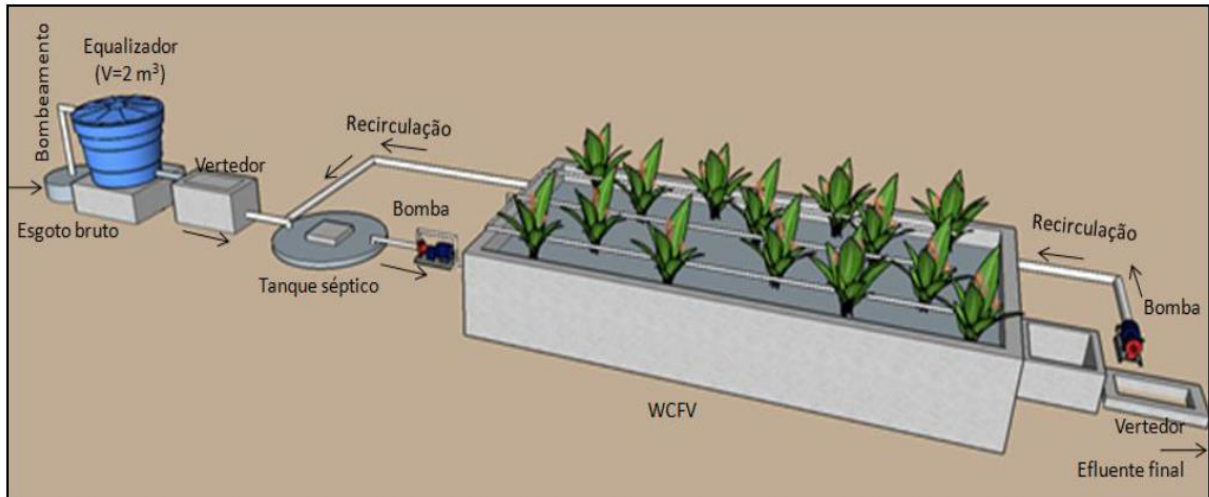
#### 4.1 ETE EXPERIMENTAL

A ETE foi dimensionada e implantada para o tratamento de uma parcela do efluente gerado pelos habitantes da Casa do Estudante Universitário II – CEU II, de 1.500 L/d, o equivalente ao efluente gerado por 10 pessoas.

O tratamento de efluentes é realizado por duas unidades: um tanque séptico e um *wetland* construído de fluxo vertical, este plantado inicialmente com *Heliconia psittacorum* (setembro de 2015 a agosto 2016) e posteriormente com *Canna sp.* (setembro de 2016 – atualmente). Além destas unidades, fazem parte da estação de tratamento de efluentes um tanque de equalização, dois canais com vertedores triangulares e três bombas (duas centrífugas e uma submersível) (Figura 10), que transportam o efluente, já que a declividade do terreno é muito baixa. Além disso, há

um sistema de desinfecção após o wetland, com uma bomba dosadora que utiliza hipoclorito de sódio 10%.

Figura 10 - Organização espacial da ETE experimental.



Fonte: Decezaro (2016).

O tanque séptico foi dimensionado seguindo a NBR 7229 (ABNT, 1993) para uma vazão de 1.500 L/d mais uma vazão máxima de recirculação 1.500 L/d, obtendo-se assim um volume útil de 3,39 m<sup>3</sup> e 1,08 m de profundidade útil.

O *wetland* foi dimensionado conforme Platzer (1999), para uma vazão de 3000 L/d e cargas de 600 g DQO/d e 90 g NTK/d. Dessa forma, a taxa de aplicação hidráulica de 120 mm/d resultou em um balanço positivo de oxigênio, com uma área superficial de 25 m<sup>2</sup>, ou seja, 2,5 m<sup>2</sup>/pessoa.

As dimensões após a construção foram de 3,5 m de largura por 7 m de comprimento (24,5 m<sup>2</sup>), com profundidade total de 1,15 m, sendo 0,75 m preenchidos com brita. Foram utilizadas, a partir do fundo, três camadas de brita: 20 cm de brita nº 2; 50 cm de brita nº 1; 5 cm de brita nº 2.

A macrófita utilizada no primeiro transplântio foi a *Heliconia psittacorum* (Figura 11), devido ao seu caráter paisagístico, sua adaptação em terrenos húmidos e seu bom desempenho em WC (KONNERUP, KOOTTATEP e BRIX, 2009).



Figura 11 - *Heliconia psittacorum* plantadas no WCFV da ETE experimental.



Fonte: O Autor.

Já o segundo transplântio foi realizado com *Canna sp.* (Figura 12), esta macrófita foi escolhida por ser de fácil obtenção, adaptabilidade a terrenos húmidos e ao clima subtropical, além de possuir bom crescimento em sistemas *wetlands* construídos e apelo paisagístico (AUSTIN e YU, 2016).

Figura 12 - *Canna sp.* plantadas no WCFV da ETE experimental.



Fonte: O autor.

A ETE foi operada sob regime intermitente, sendo dividida em cinco fases distintas de acordo com volume aplicado, modo de operação (com ou sem recirculação) e macrófita empregada (Quadro 1). A recirculação compreende o retorno do efluente nitrificado no WC ao tanque séptico, para que possa ocorrer a desnitrificação no mesmo.

Quadro 1 - Condições operacionais do ETE experimental subdivididas em 5 fases distintas.

<b>Fase</b>	<b>Período</b>	<b>Nº de pulsos</b>	<b>Macrófita</b>	<b>Volume médio por pulso (L)</b>	<b>Horário dos pulsos</b>	<b>TAH (L/m<sup>2</sup>.d)</b>	<b>Recirculação (%)</b>
<i>I</i>	Set-2015 a Dez-2015	4	<i>Heliconia psittacorum</i>	375	8:30 h 11:30 h 14:30 h 17:30 h	52,38	0
<i>II</i>	Jan-2016 a Mai-2016	8		187,5	8:30 h 9:45 h 11:00 h 12:15 h 13:30 h 14:45 h 16:00 h 17:15 h	60	0
<i>III</i>	Jun-2016 a Ago-2016	8		281,3	8:30 h 10:30 h 12:30 h 14:30 h 16:30 h 18:30 h 20:30 h 22:30 h	90	50
<i>IV</i>	Set-2016 a Fev-2017	8	<i>Canna sp.</i>	187,5	8:30 h 10:30 h 12:30 h 14:30 h 16:30 h 18:30 h 20:30 h 22:30 h	60	0
<i>V</i>	Fev-2017 a atualmente	8		281,3	8:30 h 10:30 h 12:30 h 14:30 h 16:30 h 18:30 h 20:30 h 22:30 h	90	50

Fonte: O autor.



## 4.2 COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS

As coletas de amostras ocorreram semanalmente, sempre em horário fixo: às 8:30h correspondendo ao primeiro pulso do dia, para análise de coliformes totais e *E. coli*. E às 11:00, para ovos de helmintos que eram realizadas nas segundas-feiras, já que são necessários pelo menos 3 dias para a conclusão da análise. Ambas consistiam de 3 amostras: esgoto bruto, tanque séptico e wetland construído.

As análises de coliformes totais, *E. coli* e a quantificação dos ovos de helmintos foram realizadas no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente - LEMA, no prédio 10 da Universidade Federal de Santa Maria.

### 4.2.1 Quantificação de coliformes totais e *E. coli*

A quantificação de coliformes totais e *E. coli* seguiram a metodologia do Substrato Enzimático (9223 B. 2. b.) do *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), que consiste basicamente na hidrólise do substrato cromogênico ONPG (orto-nitrofenil- $\beta$ -D-galactopiranosido) e CPRG (clorofenol-red- $\beta$ -D-galactopiranosido) na presença de coliformes totais e na hidrólise do substrato fluorescente MUG (4-metilumberiferil- $\beta$ -D-galactopiranosido) na presença de *E. coli*. Ambos sob temperatura de  $35 \pm 0,5^\circ\text{C}$  com tempo de incubação de 24h.

Para a comparação da remoção de coliformes totais e *E. coli* entre as diferentes fases operacionais, foi utilizado o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney (Teste U) com grau de confiança de 95%, já que as amostras não continham o mesmo número de dados entre os agrupamentos e alguns deles não apresentavam uma distribuição normal. O mesmo teste foi utilizado para a comparação da temperatura do efluente nas diferentes fases operacionais.

### 4.2.2 Aferição de temperatura

A medição de temperatura do efluente foi realizada *in situ*, no mesmo momento da coleta das amostras utilizando-se um termômetro de mercúrio. O mesmo termômetro foi utilizado em todas as amostragens, não sendo realizada troca ou substituição.

As amostras consistiam em medições de temperatura do efluente do wetland construído, do tanque séptico e do efluente bruto, bem como da temperatura do ar à sombra durante o momento da coleta de amostras (APÊNDICE B).

#### **4.2.3 Quantificação de ovos de helmintos**

Já as análises de presença e quantificação de ovos de helmintos seguiram o método descrito pelo Apêndice I do *Control of Pathogens and Vector Attractions in Sewage Sludge* (USEPA, 2003) de concentração e análise de amostras.

Este método se baseia na diferença de densidade entre os ovos e o efluente, que resumidamente pode ser descrito como três etapas de sedimentação seguido por uma etapa de filtração (peneira de 50 mesh) para retirada de sólidos grosseiros, uma quarta etapa de sedimentação seguida por filtração (peneira 400 mesh) e etapas de centrifugação (1000G) para concentração da amostra.

A contagem dos ovos foi realizada utilizando-se câmara de Sedgwick-Rafter, bem como a contagem larvas após a incubação das amostras para análise da viabilidade dos ovos, que foi realizada a 28°C durante 3 a 4 semanas.

#### **4.2.4 Quantificação de cloro residual**

Para a quantificação de cloro residual total e livre foi utilizado o dicloridrato de orto-tolidina (3,3'-dimetilbenzidina), um indicador cromático comumente utilizado para análise de cloro residual em piscinas. Este tipo de análise é realizado através da comparação de tons de amarelo entre uma solução de água+reagente e uma tabela que relaciona tons a concentrações de cloro residual.

Para eliminar a subjetividade da comparação dos tons e verificar a sensibilidade do método, foi feita uma curva de calibração utilizando água destilada contendo diferentes concentrações de cloro (Tabela 2), onde posteriormente a leitura era realizada em espectrofotômetro (Rayleigh UV-1800) com comprimento de onda ajustado em 438 nm (SALAMI, 2008), onde o branco para as leituras no espectrofotômetro foi utilizado a mesma água destilada usada para as diluições.

Tabela 2 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina para análise de cloro residual livre.

Concentração final (mg/L)	Solução* (ml)	Água destilada (ml)
0	0	100
1	1	100
2	2	100
3	3	100
4	4	100
5	5	100
6	6	100
7	7	100
8	8	100
9	9	100
10	10	100

\* Solução estoque com concentração de 100 mg/L.  
 Fonte: O autor

O mesmo procedimento de calibração foi realizado para a análise de sensibilidade ao cloro residual total (Tabela 3). Porém foi utilizado o efluente do próprio WC e as concentrações finais de cloro foram maiores, tendo em vista a oxidação que ocorre nos compostos presentes no efluente ao se adicionar a solução.

Tabela 3 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina para análise de cloro residual total.

Concentração final (mg/L)	Solução estoque* (ml)	Efluente do WC (ml)
0	0	10
2	0.2	10
4	0.4	10
6	0.6	10
8	0.8	10
10	1	10
12	1.2	10
14	1.4	10
16	1.6	10
18	1.8	10
20	2	10
22	2.2	10
24	2.4	10
30	3	10
40	4	10

\* Solução estoque com concentração de 100 mg/L.  
Fonte: O autor

As amostras possuíam volume de 10 ml, onde era adicionado 200  $\mu$ L de dicloridrato de orto-tolidina a 0,05% e com tempo de repouso de 5 min antes da leitura em espectrofotômetro. Já para a análise de cloro residual livre o procedimento era o mesmo o descrito anteriormente, porém era adicionado antes da solução de dicloridrato de orto-tolidina, 100  $\mu$ L uma solução de arsenito de sódio a 0,5% (NOLL, OLIVEIRA e PESCADOR, 2000). Este mesmo procedimento foi aplicado posteriormente para medição do cloro residual total e livre no efluente do WC, tendo como limite para análise de 10 min após a coleta de amostra.

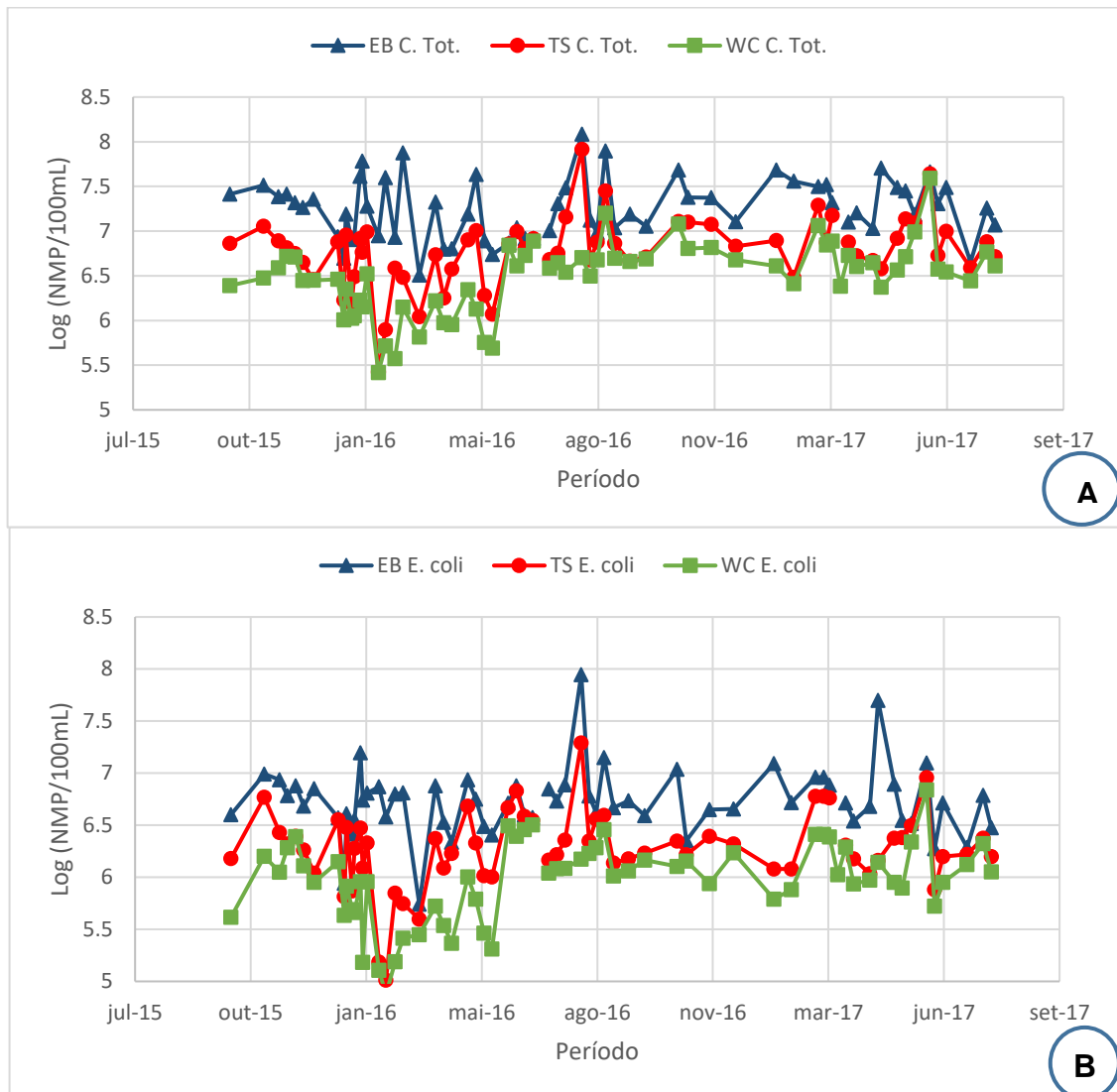
Após obtida as absorbâncias, as quais foram realizadas em duplicata para cada concentração, foi feito uma regressão linear para obtenção da equação que relaciona a absorbância da amostra com a quantidade de cloro residual presente na mesma, assim como estimar a porcentagem de erro do método entre a concentração calculada e a concentração real.

## 5.RESULTADOS

### 5.1 REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E DE *E. COLI*

Foram realizadas 66 análises compreendidas entre os dias 06 de outubro de 2015 a 25 de julho de 2017, sendo classificadas em esgoto bruto (EB), tanque séptico (TS) e wetland construído de fluxo vertical (WCFV) (Figura 13).

Figura 13 - Concentrações de coliformes totais (A) e *E. coli* (B) das 66 amostragens realizadas ao longo do período de estudo no efluente bruto (EB), no tanque séptico (TS) e no wetland construído (WC).



Fonte: O autor

A concentração de coliformes totais no efluente bruto nas 66 amostragens foi em média  $2,39 \times 10^7$  NMP/100mL ( $\pm 1,44 \times 10^7$  NMP/100mL), e de  $7,78 \times 10^6$  NMP/100 mL ( $\pm 4,96 \times 10^6$  NMP/100 mL) para *E. coli*, com picos máximos de  $1,21 \times 10^8$  NMP/100 mL e  $8,85 \times 10^7$  NMP/100 mL respectivamente. Estes picos corresponderam a coleta realizada no início de agosto de 2016, período onde as temperaturas foram mais baixas.

Após o efluente passar pelo tanque séptico a concentração média de coliformes totais passou a ser de  $8,84 \times 10^6$  NMP/100 mL ( $\pm 5,57 \times 10^6$  NMP/100 mL) e de  $2,66 \times 10^6$  NMP/100 mL ( $\pm 1,62 \times 10^6$  NMP/100 mL) para *E. coli*, com picos máximos de  $8,22 \times 10^7$  NMP/100 mL e  $1,95 \times 10^7$  NMP/100 mL respectivamente, sendo esta amostra também correspondente ao início de agosto de 2016.

Já na saída do WCFV as concentrações médias de coliformes totais ficaram em  $4,51 \times 10^6$  NMP/100 mL ( $\pm 2,73 \times 10^6$  NMP/100 mL) e de  $1,39 \times 10^6$  NMP/100 mL ( $\pm 7,44 \times 10^5$  NMP/100 mL) para *E. coli*, com picos máximos de  $3,88 \times 10^7$  NMP/100 mL e  $6,90 \times 10^6$  NMP/100 mL respectivamente, correspondendo a coleta realizada no penúltimo dia de maio de 2017, período onde a temperatura média começa a decrescer.

Em termos de remoção média, o WCFV apresentou remoção de coliformes totais e *E. coli* respectivamente de 0,23 e 0,25 unidades logarítmicas quando analisado o total das 66 amostragens. Assim também o TS, que apresentou remoções médias de 0,37 e 0,35 Log, um pouco superiores ao WCFV. Em termos de remoção global do sistema TS+WCFV, as remoções médias corresponderam a 0,60 Log para ambos os parâmetros (Tabela 4).

Tabela 4 - Remoções médias do TS, WC e remoção global das 66 amostragens realizadas para coliformes totais e *E. coli*.

	<b>Coliformes totais (Log)</b>	<b><i>E. coli</i> (Log)</b>
TS	0,37 ( $\pm 0,10$ )	0,35 ( $\pm 0,11$ )
WC	0,23 ( $\pm 0,11$ )	0,25 ( $\pm 0,11$ )
Global	0,60 ( $\pm 0,08$ )	0,60 ( $\pm 0,08$ )

A baixa eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli* pelo WC está associado principalmente ao tipo de material filtrante, o qual é mais grosseiro e tem menor área superficial se comparado a areia, tornando assim o processo de filtração menos eficiente e com menor área para adesão do biofilme aliado ao baixo TDH em que normalmente operam estes sistemas (HOFFMAN, PLATZER, *et al.*, 2011) (ALMEIDA e ALMEIDA, 2005) (KADLEC e WALLACE, 2009).

Estudos realizados em bancada utilizando WCFV plantados com *Cyperus sp.* e pedra brita como meio suporte obtiveram remoções de aproximadamente 1 Log para coliformes totais e *E. coli*. Remoções maiores que as obtidas neste estudo, porém corroborando ao demonstrar remoções iguais para ambos os parâmetros.

## 5.2 COMPARAÇÃO ENTRE AS DIFERENTES FASES OPERACIONAIS DO SISTEMA DE TRATAMENTO

### 5.2.1 Comparação de remoções no tanque séptico

As remoções ocorridas exclusivamente no tanque séptico para coliformes totais demonstraram uma forte influência da recirculação, já que obtiveram uma diferença estatisticamente significativa ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) quando comparadas a fases onde não havia recirculação (Quadro 2).

Quadro 2 - Comparação de remoções de coliformes totais no tanque séptico nas diferentes fases operacionais.

		Fases				
		I	II	III (r)	IV	V (r)
<b>Remoção média (Log)</b>		0,58	0,50	0,19	0,41	0,31
<b>Comparação de Fases (Wilcoxon-Mann-Whitney)</b>	I	-	Iguais (0,7821*)	Diferentes (0,0013*)	Iguais (0,1858*)	Diferentes (0,0275*)
	II	-	-	Diferentes (0,0021*)	Iguais (0,3222*)	Diferentes (0,0416*)
	III (r)	-	-	-	Diferentes (0,0527*)	Iguais (0,1251*)
	IV	-	-	-	-	Iguais (0,4969*)
	V (r)	-	-	-	-	-

(r) – Recirculação; \* p-valor.  
Fonte: O autor.

Observa-se que nas fases onde houve recirculação, a remoção média de coliformes totais foi abaixo daquelas onde não se empregava a mesma. A literatura não especifica o motivo da remoção de coliformes totais ser diferente em situações onde há presença de nitrato.

Duas hipóteses puderam ser levantadas para explicar este fato: o revolvimento do lodo do fundo pelo fluxo de recirculação de efluente tratado pelo wetland, colocando em suspensão micro-organismos já sedimentados, ou o favorecimento ecológico de micro-organismos que possam metabolizar o nitrato e serem identificados positivamente como coliformes totais no teste do Substrato Enzimático (9223 B. 2. b.).

O favorecimento ecológico de micro-organismos que possuem metabolismo capaz de utilizar nitrato como receptor final de elétrons é energeticamente vantajoso quando comparado a outras vias anaeróbias (TORTORA, FUNKE e CASE, 2017), exercendo assim uma pressão ecológica de competição sobre micro-organismos estritamente anaeróbios, que por sua vez se desenvolvem mais lentamente.

Além disso, pode-se destacar que o ambiente criado pela recirculação (presença de nitrato e carbono orgânico), favorece o desenvolvimento de bactérias desnitrificantes (VON SPERLING, 1997), as quais são geralmente gram-negativas pertencentes às classes alfa e beta das Proteobactérias (RITTMANN e MCCARTY, 2001), filo este com enorme número de representantes onde alguns podem apresentar as características metabólicas de fermentar a lactose e de apresentar atividade da enzima  $\beta$ -galactosidase. Sendo assim, indicados como coliformes totais no teste do Substrato Enzimático (9223 B. 2. b.) do *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), as quais também são gram-negativas.

Já por outro lado a classe gama das proteobactérias, apresenta indivíduos como a *E. coli*, uma bactéria do grupo dos coliformes, mas que não tem a habilidade de utilizar nitrato, já que é anaeróbia facultativa (TORTORA, FUNKE e CASE, 2017). Sendo assim, a presença de nitrato não favoreceu o desenvolvimento da *E. coli* e desta maneira a recirculação não diferenciou estatisticamente a remoção da mesma no sistema, como pode ser visto na Tabela 5.

Quando comparadas as fases IV e V, pode-se observar a igualdade estatística entre elas e se for levado em consideração que uma possui recirculação e outra não, a influência da recirculação neste caso pode ter sido minimizada provavelmente pela idade do lodo do tanque séptico, que no início da fase IV já contava com aproximadamente 12 meses de operação ininterrupta (CHERNICHARO, 2010).



Já as remoções de *E. coli* não sofreram influência de nenhum parâmetro operacional relacionado ao tanque séptico, logo todas as comparações realizadas entre as fases operacionais foram estatisticamente iguais ( $p\text{-valor} > 0,05$ ) (Tabela 5).

Tabela 5 - Remoção média de *E. coli* nas diferentes fases operacionais.

		Fases				
		I	II	III (r)	IV	V (r)
Remoção média (Log)		0,45	0,39	0,24	0,44	0,29
Comparação de Fases (Wilcoxon-Mann-Whitney)	I	-	Iguais (0,9119*)	Iguais (0,6184*)	Iguais (0,7913*)	Iguais (0,0824*)
	II	-	-	Iguais (0,2650*)	Iguais (0,7414*)	Iguais (0,1710*)
	III (r)	-	-	-	Iguais (0,1593*)	Iguais (0,9214*)
	IV	-	-	-	-	Iguais (0,1410*)
	V (r)	-	-	-	-	-
			-	-	-	-

(r) - Recirculação

Fonte: O autor.

Como já mencionado anteriormente a *E. coli* é uma proteobactéria da classe gama que não tem a habilidade de utilizar nitrato, já que é anaeróbia facultativa (TORTORA, FUNKE e CASE, 2017), sendo assim a presença de nitrato não favoreceu o desenvolvimento da *E. coli* e desta maneira a recirculação não diferenciou estatisticamente a remoção da mesma no sistema.

### 5.2.2 Comparação de remoções no WC

As remoções de coliformes totais relacionadas ao WC podem ter sido influenciadas por vários fatores distintos, como pode ser visto no Quadro 3. Porém deve-se perceber principalmente a influência do TAH e da macrófita empregada, condições de contorno que produziram as maiores diferenças estatísticas observadas.

Quadro 3 - Comparação de remoções de coliformes totais no wetland construído nas diferentes fases operacionais.

Remoção média (Log)		Fases				
		I	II	III (r)	IV	V (r)
		0,20	0,39	0,20	0,13	0,17
Comparação de Fases (Wilcoxon-Mann-Whitney)	I	-	Iguais (0,563*)	Iguais (0,9639*)	Iguais (0,3146*)	Iguais (0,7893*)
	II	-	-	Diferentes (0,0390*)	Diferentes (0,0016*)	Diferentes (0,0005*)
	III (r)	-	-	-	Iguais (0,4250*)	Iguais (0,9410*)
	IV	-	-	-	-	Iguais (0,5522*)
	V (r)	-	-	-	-	-

(r) – Recirculação

\* p-valor.

Fonte: O autor.

Levando em consideração que a fase I foi estatisticamente igual a todas as outras fases. Desta maneira pode-se inferir que na fase I, como o biofilme estava em formação, assim como o desenvolvimento radicular das macrófitas (DECEZARO, 2016), a TAH mais baixa e o número de pulsos menores pode ter contribuído para que a remoção fosse estatisticamente semelhante a fases onde o biofilme estava mais desenvolvido e as TAH eram maiores (fases II, III, IV e V), já que desta maneira ocorria maior arraste de oxigênio para o interior do filtro, favorecendo assim a dinâmica microbológica aeróbia.

Se comparado a outras fases operacionais, a fase II foi estatisticamente diferente a todas as outras subsequentes a ela. Sendo também aquela com maior remoção média registrada (0,39 Log). Este aumento considerável pode ter ocorrido provavelmente pelo desenvolvimento mais acentuado da macrófita no filtro, propiciando assim uma maior zona de raízes para fixação do biofilme, além desta fase contemplar apenas meses com temperaturas elevadas (janeiro a maio), que segundo Kadlec e Wallace (2009), favorece o metabolismo e o desempenho do biofilme.

Quando comparada individualmente, a fase II com a fase III, a diferença está na TAH, onde a fase II operou com 60 L/m<sup>2</sup>.d e a III com 90 L/m<sup>2</sup>.d, esta diferença é o resultado da taxa de recirculação de 50%. Outra diferença encontrada foi a temperatura, que entre as fases demonstraram ser estatisticamente diferentes (p-valor

= 0,0001). Desta maneira ambas as condições contribuíram para a diferença de remoção observada.

Já a comparação entre a fase II e a IV, a diferença na remoção provavelmente ocorreu devido a diferença das macrófitas utilizadas (*Heliconia psittacorum* na fase II e *Canna sp.* na fase IV) e da temperatura (estatisticamente diferentes com p-valor = 0,0410) (Quadro 3), já que as TAH são iguais nestas fases. O mesmo ocorrendo na comparação entre a fase II e a V, já que as macrófitas são diferentes, porém a temperatura foi estatisticamente igual (p-valor = 0,7191), sendo a TAH o outro fator de grande importância que influencia na eficiência do filtro (KADLEC e WALLACE, 2009), e que influenciou na diferença de remoção entre estas fases (fase II com TAH de 60 L/m<sup>2</sup>.d e fase V com TAH de 90 L/m<sup>2</sup>.d).

A igualdade estatística que ocorre na comparação entre a fase III com IV, III com V e IV com V (Quadro 3), mesmo com diferença de macrófita (III com IV e III com V), e a diferença estatística de temperatura entre todas elas, assim como a TAH maior nas fases III e V, não influenciaram de maneira significativa na remoção de coliformes totais, isso se deve provavelmente ao biofilme mais desenvolvido presente no meio suporte (KADLEC e WALLACE, 2009) (HOFFMAN, PLATZER, *et al.*, 2011), onde as dinâmicas ecológicas da microbiota do mesmo estão mais estáveis, já que no início da fase III o filtro já contava com 9 meses de operação, tornando a remoção mais estável as condições operacionais e climáticas ocorridas nas fases subsequentes.

A remoção de *E. coli* tiveram provavelmente as mesmas influências que a remoção de coliformes totais quando comparada entre as fases operacionais, como pode ser visto no Quadro 4, comparativo entre as diferenças estatísticas das remoções de coliformes totais e *E. coli*.

Quadro 4 - Diferenças estatísticas entre as remoções de coliformes totais e *E. coli* no WC.

	Coliformes totais					<i>E. coli</i>				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
I	-	Iguais (0,56*)	Iguais (0,963*)	Iguais (0,314*)	Iguais (0,789*)	-	Iguais (0,07*)	Iguais (0,820*)	Iguais (0,791*)	Iguais (0,841*)
II	-	-	Diferente (0,0390*)	Diferente (0,0016*)	Diferente (0,0005*)	-	-	Diferente (0,0082*)	Diferente (0,0026*)	Diferente (0,0008*)
III	-	-	-	Iguais (0,425*)	Iguais (0,941*)	-	-	-	Iguais (0,470*)	Iguais (0,786*)
IV	-	-	-	-	Iguais (0,552*)	-	-	-	-	Iguais (0,820*)
V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* p-valor.

Fonte: O autor.

As remoções de *E. coli* foram mais baixas (Tabela 5) em comparação com as do TS. Isso se deve provavelmente ao baixo TDH em que o sistema vertical opera. Em estudo com TDH mais elevado realizado por Almeida e Almeida (2005), obtiveram remoções na ordem de 1 a 2 Logs, porém com tempo de detenção de aproximadamente 4 dias (batelada).

Tabela 5 - Remoção média de *E. coli* efetuadas pelo WC nas diferentes fases operacionais

Remoção média (Log)		Fases				
		I	II	III (r)	IV	V (r)
		0,20	0,42	0,21	0,17	0,18
Comparação de Fases (Wilcoxon-Mann-Whitney)	I	-	Iguais (0,0679*)	Iguais (0,8209*)	Iguais (0,7913*)	Iguais (0,8411*)
	II	-	-	Diferentes (0,0082 *)	Diferentes (0,0026*)	Diferentes (0,0008*)
	III (r)	-	-	-	Iguais (0,4705*)	Iguais (0,7861*)
	IV	-	-	-	-	Iguais (0,8208*)
	V (r)	-	-	-	-	-

(r) – recirculação.

Fonte: O Autor.

TIMM (2015), ao monitorar dois WCFV por um período de 5 meses afirmou que os mesmos não foram eficientes na remoção tanto de *E. coli* como de coliformes totais, não atendendo a legislação pertinente para lançamento em corpos d'água e destaca o papel fundamental do TDH na ineficiência dos mesmos quanto a estes parâmetros, ainda mais se comparado a WCFH, onde o TDH é bem mais elevado.

### 5.2.3 Comparação das remoções globais do sistema

Fazendo uma análise comparativa das igualdades e diferenças estatísticas como realizado no Quadro 4, porém levando em consideração as remoções de ambos, TS e WC, para cada parâmetro, pode-se perceber a influência do WC para as remoções globais de *E. coli* (Quadro 5). Já que o padrão de igualdades e diferenças segue o mesmo padrão encontrado na comparação de fases do WC, demonstrando uma influência significativa do mesmo.

Quadro 5 - Análise comparativa de igualdades e diferenças estatísticas entre as remoções de *E. coli* do TS, WC e Global.

	Fases														
	I			II			III			IV			V		
	TS	WC	Glob.	TS	WC	Glob.	TS	WC	Glob.	TS	WC	Glob.	TS	WC	Glob.
I				=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
II							=	≠	≠	=	≠	≠	=	≠	≠
III										=	=	=	=	=	=
IV													=	=	=
V															

= estatisticamente iguais (p-valor > 0,05)

≠ estatisticamente diferentes (p-valor < 0,05)

Fonte: O autor.

Desta maneira pode-se verificar a magnitude da influência das condições operacionais de cada fase do WC no comportamento da remoção de *E. coli* do sistema de tratamento como um todo (Tabela 6), mesmo ele sendo responsável por apenas 42% da remoção média global de *E. coli* do sistema quando observado as 66 amostragens.

Tabela 6 - Remoção média global de *E. coli* nas diferentes fases operacionais

	Fases				
	I	II	III (r)	IV	V (r)
<b>Remoção média (Log)</b>	0,69	0,84	0,44	0,59	0,49

(r) – recirculação

Fonte: O Autor.

Já para a comparação entre as remoções de coliformes totais, não apresentaram o mesmo padrão de um ou de outro componente do sistema (TS ou WC), como ocorreu na remoção de *E. coli*, sugerindo uma contribuição igualmente significativa de ambos (Tabela 7).

Tabela 7 - Remoções médias globais de coliformes totais das diferentes fases operacionais do sistema.

	Fases									
	I		II		III (r)		IV		V (r)	
	Col. Tot.	E. coli	Col. Tot.	E. coli	Col. Tot.	E. coli	Col. Tot.	E. coli	Col. Tot.	E. coli
<b>Remoção média (Log)</b>	0,81	0,69	0,96	0,84	0,38	0,44	0,56	0,59	0,47	0,49

(r) recirculação  
 Fonte: O Autor

### 5.3 DESINFECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE CLORO RESIDUAL

#### 5.3.1 Calibração e validação do método de quantificação de cloro residual

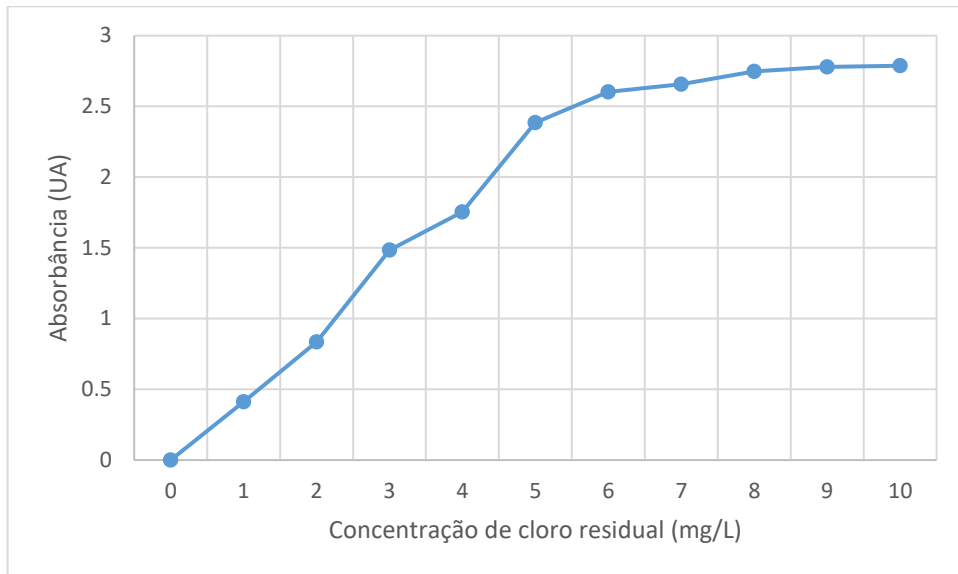
A calibração e validação do método de quantificação do cloro residual seguiu a metodologia descrita anteriormente e foi dividido em duas etapas distintas, primeiramente o cloro residual livre e após o cloro residual total.

Essa decisão foi tomada já que na curva de calibração de cloro residual total há a necessidade de se avaliar quando inicia a formação do cloro residual livre e quantificá-lo no decorrer do experimento como forma de garantir a veracidade do método.

#### 5.3.2 Cloro residual livre

A calibração da curva de resposta do dicloridrato de orto-tolidina ao cloro residual livre se deu de maneira constante até a concentração de 5 mg/L de cloro, após esta faixa percebeu-se uma perda de sensibilidade do método, já que a concentração continua a aumentar de forma constante, porém a absorvância começou a estabilizar gradualmente (Figura 14).

Figura 14 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina ao cloro residual livre



Fonte: O autor.

Sendo assim, se optou por ter como limite máximo a concentração de 5 mg/L, onde também a curva melhor se adapta a uma regressão linear ( $R^2 = 0,9921$ ) (1) se comparada com a mesma regressão para a curva até 10 mg/L ( $R^2 = 0,8871$ ), além de apresentar erros médios de leitura inferiores quando comparados a concentrações acima de 5 mg/L (Tabela 8).

$$\text{Residual livre} = \left( \frac{\text{UA} + 0,041}{0,4745} \right) - 0,0864 \quad (1)$$



Tabela 8 - Erros médios das concentrações reais e calculadas.

Concentração (mg/L)	Absorbância média (UA)	Desvio Padrão	Concentração Calculada (mg/L)	Diferença entre concentração real e calculada	Erro (%)	Erro médio (%)
1	0,412	0,0184	0,87	0,132	13,17	
2	0,835	0,0007	1,76	0,241	12,07	
3	1,485	0,0120	3,13	-0,129	4,29	7,53*
4	1,755	0,0141	3,70	0,301	7,53	
5	2,386	0,0014	5,03	-0,028	0,57	
6	2,604	0,0064	5,49	0,513	8,55	
7	2,657	0,0636	5,60	1,400	20,01	
8	2,748	0,0035	5,79	2,210	27,62	26,47**
9	2,780	0,0014	5,84	3,141	34,90	
10	2,788	0,0007	5,87	4,125	41,26	

\* - Concentrações de 1 a 5 mg/L.

\*\* - Concentrações de 6 a 10 mg/L.

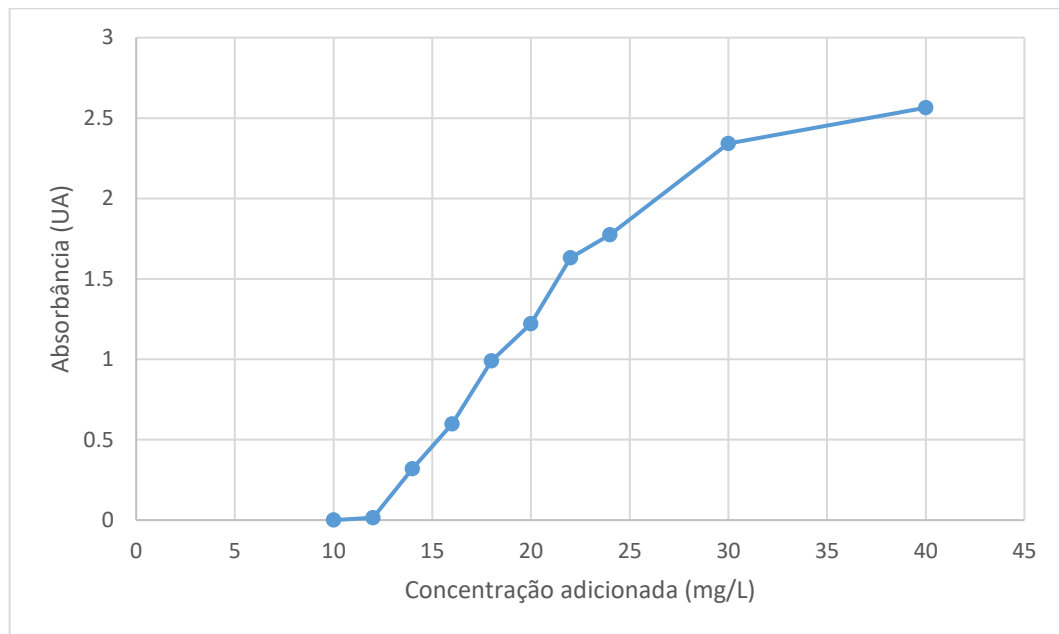
Fonte: O autor.

Este erro médio de 7,53% pode parecer elevado, mas se for levado em consideração a concentração máxima dessa faixa (5 mg/L), o mesmo impacta em apenas 0,37 mg/L, tornando ainda mais aceitável quando analisado em concentrações próximas a 1 mg/L (como as utilizadas neste estudo), sendo o erro na ordem de 0,07 mg/L ou em termos de absorbância de 0,03 UA.

### 5.3.3 Cloro residual total

A curva de calibração da resposta do dicloridrato de orto-tolidina ao cloro residual total ocorreu de maneira constante até a concentração de 30 mg/L de cloro (Figura 15), após esta faixa, percebe-se uma perda de sensibilidade, não tão acentuada quanto à ocorrida na curva do cloro residual livre, mas ainda assim visivelmente insatisfatória.

Figura 15 - Curva de calibração do dicloridrato de orto-tolidina ao cloro residual total



Fonte: O autor

Desta maneira, se optou por ter como limite máximo para análises a concentração de 30 mg/L residual total. Onde a curva melhor se adapta a uma regressão linear ( $R^2 = 0,9792$ ) (2), se comparada com a mesma regressão para a curva até 40 mg/L ( $R^2 = 0,8930$ ). Também pode-se perceber que apenas com concentrações superiores a 10 mg/L iniciou a formação de cloro residual total e a partir de 16 mg/L de cloro residual livre (Tabela 9).

$$Residual\ total = \left( \frac{UA + 1,495}{0,1337} \right) - 11,183 \quad (2)$$

Tabela 9 - Residuais de cloro total, livre e combinado calculados no ensaio com efluente do WC.

Concentração (mg/L)	Média das Abs.		Desvio padrão das Abs.		R. Total	R. Livre	R. Comb.
	R.	R.	R.	R.			
	Livre	Total	Livre	Total			
10	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0,015	0	0,0021	0,11	0	0,11
14	0	0,318	0	0,0007	2,38	0	2,38
16	0,100	0,598	0,0134	0,0077	4,47	1,47	3,00
18	0,167	0,990	0,0070	0,0098	7,40	2,44	4,95
20	0,328	1,225	0,0070	0,0205	9,13	4,80	4,33
22	0,432	1,631	0,0091	0,0226	12,19	6,33	5,86

Fonte: O autor.

Levando em consideração que o limite máximo demonstrado para este método de análise do residual total é de 30 mg/L, deve-se atentar também para a limitação do método para residual livre, onde o limite máximo é de 5 mg/L. Sendo assim, a faixa de onde o método foi melhor empregado neste caso é até a concentração de 20 mg/L de cloro residual total, já que o limitante neste ensaio foi o residual livre, que nesta concentração chega perto do seu limite máximo recomendado (Tabela 9). Também pode-se perceber o intervalo onde o break-point ocorre, que neste caso foi entre as concentrações de 14 e 16 mg/L de cloro.

#### 5.3.4 Inativação de coliformes totais e *E. coli*

Após um período de testes para se atingir a dosagem que tivesse o mínimo de cloro residual possível e que ainda assim promovesse uma boa inativação de coliformes e *E. coli*, chegou-se a uma concentração de 6,3 mg/L de cloro ativo. Este valor está dentro de faixas relatados por Gonçalves (2003), para desinfecção de efluentes de filtros biológicos percoladores (4 a 9 mg/L).

Tendo em vista a variabilidade da carga orgânica e biológica do efluente na saída do WC, a contagem de coliformes e *E. coli* variou consideravelmente, porém a inativação dos mesmos demonstrou uma menor variação (Tabela 10).

Tabela 10 – Concentrações de coliformes totais e *E. coli* na saída do WC e após a cloração e suas respectivas inativações.

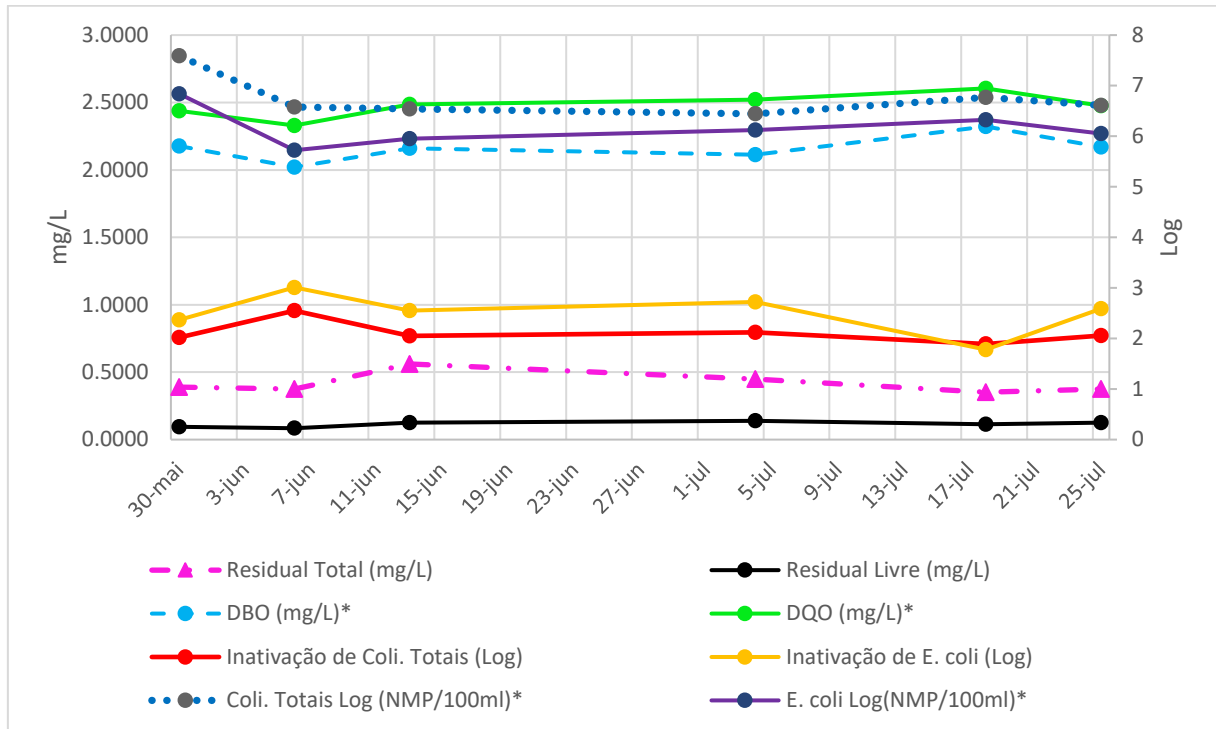
	Wetland		Cloração		Inativação (Log)	
	Coli. Total	<i>E. coli</i>	Coli. Total	<i>E. coli</i>	Coli. Total	<i>E. coli</i>
	$3,88 \times 10^7$	$6,90 \times 10^6$	$3,70 \times 10^5$	$2,95 \times 10^4$	2,02	2,37
	$3,76 \times 10^6$	$5,28 \times 10^5$	$1,05 \times 10^4$	$5,20 \times 10^2$	2,55	3,01
	$3,47 \times 10^6$	$8,95 \times 10^5$	$3,10 \times 10^4$	$2,50 \times 10^3$	2,05	2,55
	$2,77 \times 10^6$	$1,33 \times 10^6$	$2,12 \times 10^4$	$2,53 \times 10^3$	2,12	2,72
	$5,48 \times 10^6$	$2,11 \times 10^6$	$7,58 \times 10^4$	$3,53 \times 10^4$	1,89	1,78
	$4,06 \times 10^6$	$1,13 \times 10^6$	$3,52 \times 10^4$	$2,93 \times 10^3$	2,06	2,59
Média	$9,78 \times 10^6$	$2,15 \times 10^6$	$9,06 \times 10^4$	$1,22 \times 10^4$	2,11	2,50
Desv. Pad.	$1,43 \times 10^7$	$2,39 \times 10^6$	$1,39 \times 10^5$	$1,58 \times 10^4$	0,22	0,41

Fonte: O autor.

Mesmo com uma boa média de inativação, as concentrações finais ficaram acima do estabelecido na Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005), para corpos d'água Classe 1, 2 e 3 quando observado a média de *E. coli* após a cloração. Já se for observado cada análise separadamente, apenas uma destas demonstrou valores aceitáveis para a disposição em corpos d'água Classe 2 (520 NMP/100mL) e outras 3 para a Classe 3 (2500; 2530 e 2930 NMP/100mL), porém excluindo os usos de recreação de contato secundário (máximo de 2500 NMP/100mL) e dessedentação de animais (máximo de 1000 NMP/100ml).

Quando comparados os valores de inativação e as concentrações de cloro residual, pode-se perceber que a variação das inativações está relacionada a variação das concentrações iniciais de coliformes totais e *E. coli* e das cargas orgânicas do que propriamente ao residual de cloro (GONÇALVES, 2003), que apresenta poucas variações ao decorrer do tempo já que a dosagem utilizada foi a mesma em todas as amostragens (Figura 16).

Figura 16 - Comportamento da inativação de coliformes totais e *E. coli* frente as variações de cloro residual, DBO, DQO e concentrações pré-cloração de coliformes totais e *E. coli*.



\* - Valor transformado para Log<sub>10</sub>.  
Fonte: O autor.

A Figura 16 demonstra claramente que quando ocorreram picos de alta concentração de coliformes totais e *E. coli*, estes normalmente coincidiram com dias onde a concentração de DBO e DQO foram um pouco mais elevadas e conseqüentemente a inativação foi menor. A mesma constatação é válida para dias onde ocorreram picos de baixa concentração de coliformes totais e *E. coli*, coincidindo com baixas concentrações de DBO e DQO, e conseqüentemente uma maior inativação.

A homogeneização e tempo de contato foram condições limitantes à eficiência da cloração, sendo inerentes a montagem do sistema e ao local de injeção do cloro, já que a dosadora estava instalada na linha de recalque da bomba de saída do wetland (bomba utilizada apenas para quantificação do volume de saída do WC).

Quando a bomba era acionada pela boia de nível a mesma ligava a dosadora de cloro, porém como a dosadora trabalhava em pulsos e a bomba recalrava um fluxo

constante de efluente, havia problema de homogeneização de cloro no fluxo de efluente, havendo picos de cloro no decorrer do fluxo. Quando se aumentava muito o volume de cloro injetado as discrepâncias nos resultados eram muito grandes, tendo resultados sem inativação alguma e alguns com inativação quase total para a mesma concentração de cloro injetada. Desta maneira a diminuição do volume injetado de cloro e a manutenção do residual de cloro ao mínimo foram as formas de minimizar estes problemas.

#### 5.4 REMOÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS.

Foram realizadas 15 amostragens que compreenderam o período de 18 de abril de 2016 a 10 de abril de 2017, onde em apenas 5 foram encontrados ovos de *Ascaris lumbricoides* no efluente bruto (EB), sendo essa a única espécie de helminto com ovos presentes no efluente estudado em todas as amostragens realizadas.

A remoção de ovos pelo WC foi total, já que em nenhuma das amostragens foi encontrado ovos após o efluente passar pelo mesmo. Isso pode ter ocorrido por dois motivos interligados: o processo de filtração ocorrido no WC, foi extremamente eficiente, mesmo utilizado britas como meio suporte, este aliado ao fato da ocorrência de baixíssimos números de ovos no efluente e conseqüentemente que entravam no filtro, como demonstra a Tabela 11.

Normalmente o número de ovos *Ascaris lumbricoides* presentes no efluente bruto são muito mais elevados do que os encontrados neste estudo. Por exemplo, variando de 205 a 447 ovos/L, efluente este também de uma universidade federal, porém da região nordeste (SILVA, OLIVEIRA e ATHAYDE JUNIOR, 2000). Sendo assim, se deve atentar para o viés sócio econômico em que estas infecções estão associadas, já que quanto menos se dispõe de saneamento básico e instruções quanto a boas práticas de higiene, mais comum elas são e por conseqüência o número de ovos no efluente também aumenta.

Tabela 11 - Concentrações de ovos de *Ascaris lumbricoides* e remoções no TS e WC.

Data	EB (ovos/L)	TS (ovos/L)	WC (ovos/L)	Remoção no TS (%)	Remoção no WC (%)
18/04/2016	0	0	0	-	-
02/05/2016	0	0	0	-	-
09/05/2016	0	0	0	-	-
23/05/2016	0	0	0	-	-
14/08/2016	5	1	0	80	100
05/09/2016	4	0	0	100	-
26/09/2016	0	0	0	-	-
17/10/2016	9	5	0	45	100
31/10/2016	7	3	0	57	100
21/11/2016	0	0	0	-	-
12/12/2016	12	9	0	25	100
16/01/2017	0	0	0	-	-
30/01/2017	0	0	0	-	-
06/03/2017	0	0	0	-	-
10/04/2017	0	0	0	-	-
Média	2,4	1,2	0	61,3	100
Máximo	12	9	0	100	100
Mínimo	0	0	0	25	100
Desv. Pad.	3,3	1,8	0	29,4	0

Fonte: O autor.

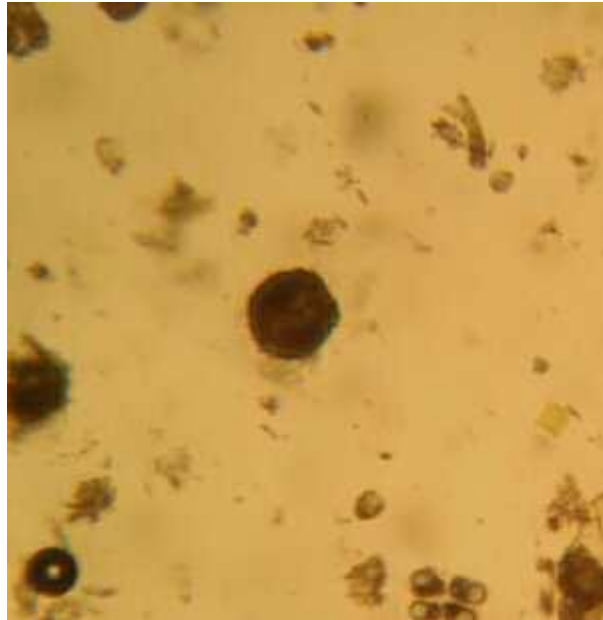
Estudos realizados por Sousa *et al.* (2005), demonstraram as mesmas eficiências obtidas neste estudo, onde utilizaram um filtro de brita não plantado onde o efluente possuía em média 141 ovos/L de *Ascaris lumbricoides*, e após a passagem pelo filtro o mesmo se encontrava com ausência de ovos, porém o tempo de detenção deste sistema era de 4 dias.

Já o estudo realizado por García, Paredes e Cubillos (2013), com WCFV utilizando brita como material de recheio e plantados com *Cyperus sp.* demonstraram

remoções na ordem de 72% para ovos de helmintos, onde o efluente bruto continha em média 27 ovos/L, mais que o dobro do encontrado no presente estudo.

É importante ressaltar que todos os ovos recuperados tinham a aparência de ovos férteis, esféricos e com a casca bem formada (NEVES, MELO, *et al.*, 2004) (Figura 17), porém o teste de viabilidade não pode ser realizado para confirmar isto, já que a quantidade de ovos foi muito baixa e após o período de incubação não se pode recuperar as larvas dos frascos de incubação para avaliação.

Figura 17 - Ovo de *Ascaris lumbricoides* com casca bem formada.



Fonte: O autor.



## 6.CONCLUSÕES

O desenvolvimento deste estudo possibilitou analisar a eficiência da aplicação de um sistema simples de tratamento de efluentes domésticos constituído por tanque séptico seguido de um wetland construído de fluxo vertical, no que tange a remoção de coliformes totais, *E. coli* e organismos patogênicos como ovos de helmintos e que pode ser utilizado para tratar efluentes em pequenas comunidades.

Levando em consideração o sistema como um todo, as remoções médias ficaram na faixa de 0,60 Log para coliformes totais e *E. coli*, demonstrando que há necessidade de se empregar etapas de desinfecção se o objetivo do tratamento for o lançamento do efluente em corpos d'água.

Já no que tange as remoções ocorridas nas diversas fases operacionais do sistema, destaca-se as diferenças de remoções de coliformes totais ocorridas no tanque séptico quando este recebia ou não recirculação de efluente nitrificado, que pode ter alterando assim a dinâmica microbiológica do mesmo e afetando negativamente a remoção. Também pode-se perceber a influência da TAH, das macrófitas e da temperatura nas eficiências de remoção ocorridas no WC nas diferentes fases operacionais.

Quando adicionado uma etapa de desinfecção do efluente utilizando cloro, o mesmo contribuiu positivamente para a inativação de coliformes totais e *E. coli*, porém como a quantidade de cloro utilizada foi apenas para se obter um mínimo de residual mensurável, as concentrações finais não atingiram os limites de lançamentos estabelecidos pela legislação vigente, necessitando assim de uma dosagem maior de cloro. Porém deve ser levado em consideração as limitações de homogeneização e tempo de contato mencionadas anteriormente.

A remoção de ovos de helmintos demonstrou ser ótima, porém deve-se fazer a ressalva de que o número de ovos no efluente bruto foram bastante baixos se comparados a outros casos relatados em artigos, desta maneira ainda se necessita mais estudos com concentrações maiores de ovos ou simulações com microesferas para avaliar eficiência deste sistema em condições mais extremas.

Desta maneira o sistema apresentou bons resultados se levado em consideração as limitações inerentes a remoção de coliformes e patógenos em sistemas verticais com material de suporte mais grosseiro como a pedra brita,

necessitando de uma etapa de desinfecção se o objetivo do tratamento for o lançamento de efluente em corpos hídricos ou o reuso.

## 6.1 RECOMENDAÇÕES

Em virtude das conclusões apresentadas, recomenda-se melhorias no sistema de cloração como a instalação de uma unidade onde possa ocorrer homogeneização com um tempo de contato definido, de no mínimo 15 minutos, garantindo assim o máximo de eficiência do desinfetante.

Outro importante ponto a ser pesquisado é a influência do nitrato na remoção de coliformes totais, já que de acordo com os dados apresentados, a presença do mesmo prejudicou a remoção de coliformes totais no tanque séptico.

Também recomenda-se analisar as concentrações de coliformes totais e *E. coli* do lodo do tanque séptico, avaliando assim uma possível influência da ressuspensão do mesmo na remoção dos parâmetros citados.

## 7.REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos., Rio de Janeiro, 1993.
- ADAM, R. D. Biology of Giardia Lamblia. **Clinical microbiology reviews**, v. Vol. 14, n. 3, p. 447-475, 2001. Disponível em: <<http://cmr.asm.org/content/14/3/447.full.pdf+html>>. Acesso em: 29 mar. 2016.
- ALMEIDA, C. M. M. Desinfecção com dióxido de cloro. **Química**, Lisboa, v. 105, p. 21-29, Junho 2007. Disponível em: <<http://www.spq.pt/magazines/BSPQ/630/article/30001363/pdf>>. Acesso em: 11 Ago 2017.
- ALMEIDA, R. A.; ALMEIDA, N. A. M. REMOÇÃO DE COLIFORMES DO ESGOTO POR MEIO DE ESPÉCIES VEGETAIS. **Revista Eletrônica de Enfermagem**, Goiânia, v. 07, n. 3, p. 308 - 318, 2005. Disponível em: <<https://www.revistas.ufg.br/fen/article/view/902/1097>>. Acesso em: 18 set 2017.
- ALVES, D. A. Avaliação de Ciclo de Vida - ACV de um sistema wetland contruido de fluxo vertical para o tratamento de esgoto doméstico. **Dissertação de mestrado**, Santa Maria, 2016.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2012.
- ASHBOLT, N. J.; GRABOW, W. O. K.; SNOZZI, M. Indicators of microbial water quality. **Water quality: Guidelines, Standards and Health**, 2001. 289-316. Disponível em: <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/iwachap13.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/iwachap13.pdf)>. Acesso em: 02 abr. 2016.
- AUSTIN, G.; YU, K. **Constructed Wetlands and Sustainable Development**. New York: Routledge, 2016.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Organismos Patogênicos e Efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. 1. ed. Vitória: ABES, 2003. p. 27-88. Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/ProsabRicardo.pdf>>. Acesso em: 31 mar 2016.
- BRASIL. Resolução nº 274. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, Brasília, 29 Novembro 2000. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>>. Acesso em: 10 Março 2017.
- BRASIL. Portaria 518. **Ministério da Saúde**, Brasília, 2005. 28. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria\\_518\\_2004.pdf](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/portaria_518_2004.pdf)>. Acesso em: 10 Março 2017.

BRASIL. Resolução Conama 357 de 2005. **Conselho Nacional de Meio Ambiente**, Brasília, Março 2005.

BRASIL. Boas práticas no abastecimento de água: procedimentos para minimização de riscos a saúde. **Ministério da Saúde**, Brasília - DF, 2006. 252. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/boas\\_praticas\\_agua.pdf](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/boas_praticas_agua.pdf)>. Acesso em: 02 abr. 2016.

CALIJURI, M. L. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-420, 2009. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522009000300016&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000300016&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 05 mai 2016.

CHERNICHARO, C. A. D. L. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFSM, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES ANAERÓBIOS POR SISTEMAS DE. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. Cap. 7, p. 377-454.

DECEZARO, S. T. NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E SÓLIDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL. **Dissertação (Mestrado)**, Santa Maria, 2016.

DI LUCA, G. A. et al. Metal retention and distribution in the sediment of a constructed wetland for industrial wastewater treatment. **Ecological Engineering**, 37, September 2011. 1267-1275. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857411000991>>. Acesso em: 29 abr 2016.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Constructed Wetland treatment of municipal wastewater, Cincinnati, 2000. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/30004TBD.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995+Thru+1999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&>>. Acesso em: 06 jun 2016.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water Treatment Manual: Disinfection**. Wexford: EPA, 2011.

EUSTAQUIO JR., V. et al. Efficiency of constructed wetland systems cultivated with black oats treatment of domestic sewage. **Acta Scientiarum**, 34, 2012. 391. Disponível em: <<http://go-galegroup.ez47.periodicos.capes.gov.br/ps/i.do?id=GALE%7CA442905950&v=2.1&u=capes&it=r&p=AONE&sw=w&asid=70f3807c84dd43d1d70a895489a1e3f5>>. Acesso em: 29 abr 2016.

FAECHEM, R. G. et al. **Sanitation e Disease: Health aspects of Excreta and wastewater Management**. Washington: The World, 1983. Disponível em: <[http://www-wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/IW3P/IB/1999/12/23/000178830\\_98101911180473/Rendered/PDF/multi0page.pdf](http://www-wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/IW3P/IB/1999/12/23/000178830_98101911180473/Rendered/PDF/multi0page.pdf)>. Acesso em: 06 abr. 2016.

GARCÍA, J. A.; PAREDES, D.; CUBILLOS, J. A. Effect of plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. **Ecological Engineering**, , 58, September 2013. 57-62.

HOFFMAN, H. et al. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, 2011.

HOFSTRA, H.; HUISIN'T VELD, J. H. J. Methods for the detection and isolation of Escherichia coli including pathogenic strains. **Jornal of applied bacteriology symposium supplement**, 65, n. 17, Dezembro 1988. 197-212.

IWA - INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Constructed Wetlands for Pollution Control**. 1. ed. London: IWA Publishing, 2000. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/doc/208541250/Constructed-Wetlands-for-Pollution-Control-Processes-Performance-Design-and-Operation-by-IWA>>. Acesso em: 30 abr 2016.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2 ed. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 248-257, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857408001092>>. Acesso em: 03 jun 2016.

LAPOLLI, F. R. et al. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 10, 25 Maio 2005. 200-208. Acesso em: 13 Março 2017.

MANNARINO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, 11, 2006. 108-112. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522006000200002&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000200002&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 29 abr 2016.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Indicators for Waterborne Pathogens**. Washington, DC: The National Academies Press, 2004.

NEVES, D. P. et al. **Parasitologia Humana**. 11ª. ed. São Paulo: Atheneu, 2004.

NOLL, R.; OLIVEIRA, I. L.; PESCADOR, J. Avaliação de dois metodos concorrentes usado na determinação do cloro em água tratada. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre - RS, p. 1-5, 2000. ISSN XI-019. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/saneab/xi-019.pdf>>. Acesso em: 20 Mar 2017.

OMS. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura : informe de un Grupo Cientifico de la OMS, Genebra, 1989. 90. Disponível em: <[http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/39333/1/WHO\\_TRS\\_778\\_spa.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/39333/1/WHO_TRS_778_spa.pdf)>. Acesso em: 10 Março 2017.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122399004205>>. Acesso em: 03 jun 2016.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. Nova York: McGraw-Hill, 2001.

RIVERA, F. et al. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). **Water Science and Technology**, Guangzhou, 32, n. 3, 1995. 211-218. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0273122395006222>>. Acesso em: 30 abr 2016.

SALAMI, F. H. Determinação espectrofotométrica de hipoclorito em alvejantes e cloro em águas de abastecimento empregando sistema em fluxo por multicomutação e células convencionais e de longo caminho óptico. **Dissertação (Mestrado)**, São Carlos - SP, p. 73, Fevereiro 2008. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/6440/1931.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 20 Mar 2017.

SANTOS, C. L. D.; RODRIGUES, L.; ROCHA, D. A. D. Cloroaminas: vantagens e desvantagens de seu uso para redução de THM em substituição ao cloro. **Revista DAE**, São Paulo, n. 159, p. 22-25, Set - Out 1990. ISSN 114. Disponível em: <[http://revistadae.com.br/artigos/artigo\\_edicao\\_159\\_n\\_114.pdf](http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_159_n_114.pdf)>. Acesso em: 11 Ago 2017.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. D.; ATHAYDE JUNIOR, G. B. REMOÇÃO DE ASCARIS LUMBRICOIDES E TRICHURIS TRICHIURA EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO. **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Alegre, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsaidis/aresidua/i-005.pdf>>. Acesso em: 08 set 2017.

SIMMONS, K. Parasitology, Winnipeg, 2005. Disponível em: <<http://kentsimmons.uwinnipeg.ca/16cm05/16labman05/lb5pg8.htm>>. Acesso em: 25 abr 2016.

SOUSA, J. T. D. et al. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, 10, Julho/Setembro 2005. 260-265.

SULTANA, M. et al. Constructed wetlands in the treatment of agro-industrial wastewater. **Hemijaska industrija**, 69, n. 2, 2015. 127-142. Disponível em: <<http://www.doiserbia.nb.rs/img/doi/0367-598X/2015/0367-598X1500018S.pdf>>. Acesso em: 29 abr 2016.

TIMM, J. M. Estudo de casos de wetlands construídos descentralizados na região do Vale do Sinos e Serra gaúcha. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)**, São Leopoldo, 2015. Disponível em: <<http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/3764/Jeferson%20M%C3%BCller%20Timm.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 05 mai 2016.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 12. ed. Porto Alegre: ARTMED, 2017.

USEPA - UNITES STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge, EUA, p. 166 - 170, 2003. Disponível em: <[https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/control\\_of\\_pathogens\\_and\\_vector\\_attraction\\_in\\_sewage\\_sludge\\_july\\_2003.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf)>. Acesso em: 03 jun 2016.

VALENTIN, M. A. A. Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto : contribuições para concepção e operação. **Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)**, Campinas, 2003. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?down=vtls000318356>>. Acesso em: 05 mai 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFSM, 1997.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, 2, 2010. 530-549. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530/pdf>>. Acesso em: 29 abr 2016.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. **Ecological Engineering**, 37, 2011. 90-98. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410000649>>. Acesso em: 05 mai 2016.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Drinking Water Guidelines. 3. ed. [S.l.]: [s.n.], 2004.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 4. ed. [S.l.]: [s.n.], 2011. Disponível em: <[http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf)>. Acesso em: 11 jun 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva. 2011.

WU, H. et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresour Technol**, 175, 2015. 594-601. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414014904>>. Acesso em: 29 abr 2016.



**APÊNDICE A – CONCENTRAÇÕES DAS 66 AMOSTRAGENS DE COLIFORMES  
TOTAIS E *E. COLI* NO EB, TS E WC.**

Data	EB		TS		WC		
	C. Tot.	E. coli	C. Tot.	E. coli	C. Tot.	E. coli	
06/10/2015	2.59E+07	3.99E+06	7.27E+06	1.52E+06	2.46E+06	4.13E+05	Fase I
04/11/2015	3.24E+07	9.78E+06	1.13E+07	5.88E+06	2.98E+06	1.59E+06	
17/11/2015	2.42E+07	8.66E+06	7.77E+06	2.70E+06	3.87E+06	1.12E+06	
24/11/2015	2.58E+07	6.09E+06	6.46E+06	2.09E+06	5.21E+06	1.92E+06	
01/12/2015	2.07E+07	7.57E+06	5.61E+06	2.48E+06	5.14E+06	2.45E+06	
08/12/2015	1.84E+07	4.84E+06	4.46E+06	1.83E+06	2.80E+06	1.29E+06	
17/12/2015	2.26E+07	7.12E+06	2.86E+06	1.10E+06	2.83E+06	8.92E+05	
07/01/2016	8.61E+06	3.72E+06	7.58E+06	3.56E+06	2.88E+06	1.41E+06	Fase II
12/01/2016	4.94E+06	8.75E+05	1.68E+06	6.50E+05	1.02E+06	4.30E+05	
14/01/2016	1.54E+07	4.08E+06	8.99E+06	3.02E+06	2.24E+06	8.23E+05	
19/01/2016	8.01E+06	2.61E+06	1.54E+06	7.40E+05	1.06E+06	4.90E+05	
21/01/2016	8.63E+06	3.57E+06	3.08E+06	1.89E+06	1.13E+06	4.58E+05	
26/01/2016	4.07E+07	1.57E+07	8.21E+06	2.97E+06	1.68E+06	9.05E+05	
28/01/2016	6.05E+07	5.51E+06	5.77E+06	1.23E+06	1.42E+06	1.52E+05	
01/02/2016	1.90E+07	6.42E+06	9.79E+06	2.14E+06	3.31E+06	9.10E+05	
11/02/2016	8.87E+06	7.39E+06	2.65E+05	1.53E+05	2.60E+05	1.28E+05	
17/02/2016	3.97E+07	3.80E+06	7.88E+05	1.03E+05	5.18E+05	7.50E+04	
25/02/2016	8.53E+06	6.29E+06	3.84E+06	7.05E+05	3.73E+05	1.55E+05	
03/03/2016	7.50E+07	6.47E+06	3.03E+06	5.60E+05	1.40E+06	2.60E+05	
17/03/2016	3.21E+06	5.50E+05	1.10E+06	3.95E+05	6.53E+05	2.81E+05	
31/03/2016	2.10E+07	7.58E+06	5.42E+06	2.36E+06	1.65E+06	5.28E+05	
07/04/2016	6.26E+06	3.37E+06	1.78E+06	1.23E+06	9.43E+05	3.45E+05	
14/04/2016	6.31E+06	2.16E+06	3.74E+06	1.70E+06	8.98E+05	2.33E+05	
28/04/2016	1.55E+07	8.64E+06	7.94E+06	4.81E+06	2.20E+06	1.01E+06	
05/05/2016	4.29E+07	5.64E+06	1.01E+07	2.14E+06	1.34E+06	6.15E+05	
12/05/2016	7.75E+06	3.08E+06	1.90E+06	1.04E+06	5.68E+05	2.90E+05	
19/05/2016	5.47E+06	2.54E+06	1.17E+06	1.01E+06	4.88E+05	2.05E+05	
02/06/2016	7.34E+06	5.13E+06	7.17E+06	4.67E+06	6.95E+06	3.12E+06	Fase III
09/06/2016	1.09E+07	7.57E+06	9.86E+06	6.78E+06	4.07E+06	2.47E+06	
16/06/2016	8.25E+06	3.97E+06	6.31E+06	3.85E+06	5.34E+06	2.87E+06	
23/06/2016	8.26E+06	3.75E+06	8.21E+06	3.52E+06	7.73E+06	3.18E+06	
07/07/2016	1.01E+07	7.07E+06	4.81E+06	1.46E+06	3.83E+06	1.10E+06	

(Continua)

14/07/2016	2.03E+07	5.41E+06	5.66E+06	1.65E+06	4.42E+06	1.21E+06	
21/07/2016	3.04E+07	7.70E+06	1.43E+07	2.28E+06	3.45E+06	1.22E+06	
04/08/2016	1.21E+08	8.85E+07	8.22E+07	1.95E+07	5.03E+06	1.49E+06	
11/08/2016	1.32E+07	6.06E+06	4.77E+06	2.23E+06	3.12E+06	1.69E+06	
17/08/2016	9.59E+06	4.15E+06	7.53E+06	3.63E+06	4.74E+06	1.92E+06	
24/08/2016	7.87E+07	1.41E+07	2.81E+07	3.94E+06	1.58E+07	2.88E+06	
01/09/2016	1.09E+07	4.67E+06	7.30E+06	1.37E+06	4.97E+06	1.03E+06	
14/09/2016	1.55E+07	5.42E+06	4.60E+06	1.50E+06	4.55E+06	1.15E+06	
28/09/2016	1.13E+07	3.92E+06	5.11E+06	1.71E+06	4.89E+06	1.46E+06	
26/10/2016	4.80E+07	1.09E+07	1.28E+07	2.23E+06	1.20E+07	1.27E+06	
03/11/2016	2.39E+07	2.25E+06	1.26E+07	1.65E+06	6.40E+06	1.43E+06	
23/11/2016	2.37E+07	4.48E+06	1.19E+07	2.47E+06	6.55E+06	8.70E+05	
14/12/2016	1.27E+07	4.54E+06	6.78E+06	2.09E+06	4.74E+06	1.72E+06	
18/01/2017	4.80E+07	1.24E+07	7.86E+06	1.20E+06	4.08E+06	6.15E+05	<b>Fase V</b>
02/02/2017	3.60E+07	5.20E+06	3.03E+06	1.20E+06	2.58E+06	7.63E+05	
23/02/2017	3.15E+07	9.15E+06	1.94E+07	6.00E+06	1.15E+07	2.59E+06	
02/03/2017	3.30E+07	9.15E+06	7.48E+06	6.00E+06	7.01E+06	2.59E+06	
07/03/2017	2.08E+07	7.65E+06	1.49E+07	5.78E+06	7.71E+06	2.44E+06	
14/03/2017	-	-	-	-	2.42E+06	1.06E+06	
21/03/2017	1.26E+07	5.17E+06	7.52E+06	2.03E+06	5.33E+06	1.95E+06	
28/03/2017	1.60E+07	3.46E+06	5.30E+06	1.50E+06	4.01E+06	8.65E+05	
11/04/2017	1.07E+07	4.79E+06	4.69E+06	1.08E+06	4.42E+06	9.40E+05	
18/04/2017	5.06E+07	5.00E+07	3.79E+06	1.45E+06	2.35E+06	1.39E+06	
02/05/2017	3.07E+07	7.86E+06	8.29E+06	2.37E+06	3.65E+06	8.93E+05	
09/05/2017	2.81E+07	3.53E+06	1.36E+07	2.40E+06	5.15E+06	7.89E+05	
17/05/2017	1.53E+07	3.28E+06	1.23E+07	3.15E+06	9.73E+06	2.18E+06	
30/05/2017	4.58E+07	1.25E+07	4.36E+07	9.10E+06	3.88E+07	6.90E+06	
06/06/2017	2.03E+07	1.88E+06	5.34E+06	7.60E+05	3.76E+06	5.28E+05	
13/06/2017	3.07E+07	5.19E+06	9.90E+06	1.58E+06	3.47E+06	8.95E+05	
04/07/2017	4.48E+06	1.94E+06	3.86E+06	1.66E+06	2.77E+06	1.33E+06	
18/07/2017	1.80E+07	6.11E+06	7.55E+06	2.37E+06	5.84E+06	2.11E+06	
25/07/2017	1.17E+07	3.00E+06	5.15E+06	1.58E+06	4.06E+06	1.13E+06	

**APÊNDICE B – TEMPERATURAS DO EB, TS E WC AO LONGO DAS 66 AMOSTRAGENS**

Data	EB	TS	WC	
	°C	°C	°C	
06/10/2015	21.1	21.2	21.1	Fase I
04/11/2015	x	x	x	
17/11/2015	x	x	x	
24/11/2015	22.0	23.0	23.4	
01/12/2015	21.5	23.0	23.0	
08/12/2015	22.5	24.0	23.0	
17/12/2015	24.5	25.0	25.5	
07/01/2016	25.0	25.0	26.0	FaseII
12/01/2016	25.0	26.0	27.0	
14/01/2016	24.5	26.0	27.0	
19/01/2016	25.5	26.5	27.0	
21/01/2016	25.5	27.0	27.0	
26/01/2016	25.0	26.0	29.0	
28/01/2016	23.0	26.0	27.0	
01/02/2016	24.0	25.0	25.5	
11/02/2016	24.5	26.0	27.0	
17/02/2016	26.5	27.0	28.0	
25/02/2016	26.5	28.0	28.5	
03/03/2016	24.0	25.0	27.0	
17/03/2016	25.5	26.0	25.5	
31/03/2016	23.0	23.0	23.0	
07/04/2016	25.0	25.5	25.0	
14/04/2016	24.0	24.0	24.0	
28/04/2016	21.0	20.0	21.0	
05/05/2016	19.0	21.0	20.0	
12/05/2016	19.0	20.0	20.0	
19/05/2016	17.0	17.0	18.0	
02/06/2016	17.0	17.0	18.0	Fase III
09/06/2016	16.0	15.0	15.0	
16/06/2016	16.5	16.0	16.0	
23/06/2016	15.5	16.0	16.0	
07/07/2016	16.0	14.5	15.0	

(Continua)

(Conclusão)

14/07/2016	16.0	16.0	16.0	
21/07/2016	14.0	15.5	15.0	
04/08/2016	17.0	16.0	17.0	
11/08/2016	17.0	17.0	18.0	
17/08/2016	19.5	19.0	20.0	
24/08/2016	16.0	17.0	17.0	
01/09/2016	19.0	19.0	20.0	Fase IV
14/09/2016	19	20	21	
28/09/2016	19.0	20.0	21.0	
26/10/2016	22.0	22.0	23.0	
03/11/2016	20.0	21.0	21.0	
23/11/2016	22.0	23.0	24.0	
14/12/2016	25.0	23.0	24.0	
18/01/2017	x	x	x	
02/02/2017	x	x	x	Fase V
23/02/2017	26.0	26.0	27.0	
02/03/2017	25.5	26.0	26.0	
07/03/2017	26.0	26.0	27.0	
14/03/2017	24.5	26.0	27.0	
21/03/2017	25.0	24.5	24.0	
28/03/2017	25	26.0	26.0	
11/04/2017	24.0	24.0	24.0	
18/04/2017	22.0	22.0	23.0	
02/05/2017	20.0	21.0	20.0	
09/05/2017	23.0	22.5	23.0	
17/05/2017	19.0	15.0	19.5	
30/05/2017	21.0	20.0	20.0	
06/06/2017	19.0	19.0	18.0	
13/06/2017	18.0	18.0	17.0	
04/07/2017	19.0	19.0	20.5	
18/07/2017	17.0	16.0	18.0	
25/07/2017	20.0	20.0	19.0	