

**UFRRJ**

**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA,  
TECNOLOGIA E INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA**

**TESE**

**Tratamento e Disposição Final de Águas Residuárias de  
Bovinocultura em Solos sob Manejo Orgânico de  
Produção de Olerícolas**

**Marcos Filgueiras Jorge**

**2018**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, TECNOLOGIA E  
INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA**

**TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE  
BOVINOCULTURA EM SOLOS SOB MANEJO ORGÂNICO DE  
PRODUÇÃO DE OLERÍCOLAS**

**Marcos Filgueiras Jorge**

*Sob a orientação do professor*

**Leonardo Duarte Batista da Silva**

*e co-orientação do professor*

**Jonathas Batista Gonçalves Silva**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor** no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Área de Concentração em Agrobiologia.

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2018

J82t

Jorge, Marcos Filgueiras, 1984 -

Tratamento e disposição final de águas residuárias de bovinocultura em solos sob manejo orgânico de produção de olerícolas / Marcos Filgueiras Jorge. – 2018.

179 f.: il.

Orientador: Leonardo Duarte Batista da Silva.

Coorientador: Jonathas Batista Gonçalves Silva

Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação Agropecuária, 2018.

1. Efluentes. 2. Recuperação. 3. Biofertilizante. 4. Fertirrigação. 5. Hortaliças. I. Silva, Leonardo Duarte Batista da, 1971-, orient. II. Silva, Jonathas Batista Gonçalves, 1984-, coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação Agropecuária. IV. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
PRO-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO  
EM AGROPECUÁRIA**

**MARCOS FILGUEIRAS JORGE**

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor** no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Área de Concentração em Agrobiologia.

TESE APROVADA EM 28/02/2018.

---

Leonardo Duarte Batista da Silva. Dr. (UFRRJ)  
(Orientador)

---

Antonio Teixeira de Matos. Dr. (UFMG)

---

Caio de Teves Inácio. Dr. (Embrapa Solos)

---

João Alberto Ferreira. Dr. (UERJ)

---

Érika Flávia Machado Pinheiro. Dra. (UFRRJ)

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Leonardo Duarte Batista da Silva.

A UFRRJ e a EMBRAPA Agrobiologia, pelo apoio ao desenvolvimento do trabalho.

Aos meus pais Angela e Marcelino, pois sem eles não teria chegado até aqui. E as minhas irmãs, sobrinhas e cunhados, pelas risadas nos poucos momentos compartilhados.

A minha companheira Rozileni Piont Kovsky Calleti, por todo o apoio, pelo amor, carinho, muita paciência, compreensão e toda dedicação.

A minhas SUPER AMIGAS: Ana, Rosa e Geralda. Que são mais do que SUPER!

Ao Engenheiro Agrícola Antônio Carlos (o PAI), por tudo, sem dúvida o maior suporte para realização do trabalho de campo e sempre pronto para discutir qualquer resultado; mas que esta me devendo uma gelada.

Aos meus companheiros mais fiéis e importantes: Shiva, Chico, Mário e Bela, aos agregados Tiquinha, Tico, Tuca e Teca, e todos os hóspedes e os acolhidos, por todo amor e carinho incondicional, que tornaram a jornada, MUITO MAIS, alegre e saudável.

A “santa” Dona Irene, pois sem ela o desastre era iminente, e o caos tomaria conta do ambiente.

Aos professores Jonathas Batista Gonçalves da Silva e Alexandre Lioi Nascentes, por abrir as portas para nossa linha de pesquisa na UFRRJ e orientarem no caminho a seguir para desenvolvimento do conhecimento.

Aos pesquisadores José Guilherme Marinho Guerra e Ednaldo da Silva Araujo, da EMBRAPA-Agrobiologia, por acreditarem na importância desta pesquisa, e apoiarem o desenvolvimento das atividades, além de viabilizarem análises em seus laboratórios e de parceiros.

A Dinara Grasiela, por tudo que contribuiu para organização dos trabalhos, e principalmente, pelas ideias.

Ao professor Marcos Gervásio por viabilizar as análises do solo em seu laboratório.

Ao professor Everaldo Zonta pela disponibilidade em discutir e as sugestões para melhorar a qualidade do trabalho.

Ao professor Wagner Tassinari e ao pesquisador Orlando Tavares, por todo suporte às avaliações estatísticas da pesquisa.

A todos os profissionais da Fazendinha Agroecológica da EMBRAPA que, direta ou indiretamente, nos ajudaram a conduzir com êxito as atividades experimentais.

A todos os estagiários envolvidos (que foram muitos), pois sem eles este trabalho não teria sido executado com tanta qualidade e eficiência, pelas horas de trabalho, dedicação e comprometimento.

Aos amigos que que compreenderam a ausência, sofreram com a distância e torceram pelo sucesso.

A coordenação do PPGCTIA, professor Mauro Homem e Lúcia Helena dos Anjos.

A FAPERJ pelos recursos financeiros concedidos no edital Apoio as Engenharias de 2011.

A AGEVAP pela concessão do Auxílio financeiro 09/2016, que viabilizou a maior parte das análises realizadas.

Ao PPGCTIA, por intermediar a concessão de auxílio financeiro complementar PROAP, para realização de análises imprescindíveis a qualidade do resultado final.

Ao PPGCTIA, que proporcionou na reta final, o último suspiro para seguir adiante, com o auxílio de bolsa.

## RESUMO GERAL

JORGE, Marcos Filgueiras. **Tratamento e disposição final de águas residuárias de bovinocultura em solos sob manejo orgânico de produção de olerícolas**. 2018. 179 p. Tese (Doutorado em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária). Pró - Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

O sistema de bovinocultura leiteira confinada emprega técnicas modernas de produção, no que se refere aos padrões genéticos dos rebanhos, no entanto o sucesso encontrado nestes sistemas de produção promoveu um aumento do número de animais confinados e, conseqüentemente, aumentou a produção de dejetos de forma concentrada, tornando os resíduos da bovinocultura de leite um dos grandes problemas em sistema de manejo intensivo. Esse efluente possui elevado potencial poluidor devido à carga de nutrientes e ao material orgânico em sua composição e a incorporação deste material pode provocar efeitos deletérios aos solos e eutrofização, quando alcança cursos d'água. Diante do exposto, o presente estudo tem por objetivo avaliar uma unidade piloto de tratamento (UPT) para águas residuárias de bovinocultura de leite (ARB), implantada em um sistema integrado de produção agroecológico (SIPA), para destinação final em solo cultivado com olerícolas. As doses de ARB tratada foram crescentes, determinadas em função da concentração de nutrientes presentes no efluente e na demanda pelas culturas (alface e cenoura). Para tanto, o trabalho foi dividido em quatro capítulos, precedidos por uma revisão da literatura acerca da dinâmica do nitrogênio no ambiente, métodos de tratamento de águas residuárias e impactos aos seres vivos, bem como aos aspectos sanitários relativos aos indicadores de contaminação fecal, sua persistência no ambiente e técnicas de sua remoção. No primeiro capítulo, apresenta-se a configuração da UPT e, por meio dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de águas e efluentes, a caracterização da ARB produzida nas instalações da bovinocultura de leite do SIPA e após a passagem pelas sucessivas etapas de tratamento, além da avaliação das eficiências de remoção de cada elemento químico. Concluiu-se que a UPT é uma estratégia viável para gestão integrada dos resíduos do confinamento animal, viabilizando a utilização do biofertilizante produzido em lavouras sob manejo orgânico. O segundo capítulo apresenta a avaliação, por meio dos parâmetros fitotécnicos e sanitários, da disposição final da ARB tratada na UPT, em cultivo orgânico de alface sob doses de 50, 100, 200 e 300% da dose referência de  $90\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N. Concluindo-se que a ARB tratada proporcionou, como fonte alternativa de água e nutrientes, aumento de produtividade ao cultivo de alface, porém deve ser avaliada quanto ao parcelamento das doses aplicadas, evitando-se sua aplicação ao longo de todo o ciclo da cultura. No terceiro capítulo é apresentado, de forma semelhante ao anterior, a disposição final da ARB tratada na UPT ao cultivo orgânico de cenoura, sob doses de 0, 100, 200 e 300% para fornecimento da dose referência de  $150\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N, em que foram avaliadas a parte aérea e raízes principais quanto ao crescimento, acúmulo de nutrientes e qualidade sanitária. Concluindo-se que a aplicação de 100% da ARB tratada viabilizou a produção acima da média nacional e poderia, nas condições experimentais, substituir a demanda por água e nutrientes à cenoura sob manejo orgânico. O quarto capítulo, complementar ao anterior, apresenta a avaliação do impacto em duas camadas (0-20 e 20-40 cm) do solo cultivado com cenoura sob aplicação das doses de ARB tratada, com base nos parâmetros químicos do solo e seus derivados. Constatou-se que, apesar da ARB aplicada não ter provocado acúmulo de nutrientes no solo, em virtude das lâminas aplicadas serem excessivamente elevadas, parte dos nutrientes aplicados não tenha sido recuperado pelo cultivo instalado.

**Palavras-chave:** Efluentes. Recuperação. Biofertilizante. Fertirrigação. Hortaliças.

## GENERAL ABSTRACT

JORGE, Marcos Filgueiras. **Treatment and final disposal of cattle wastewater in soils under organic production management of vegetable crops**. 2018. 179 p. Thesis (Doctorate in Science, Technology and Innovation in Agriculture). Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

The confined dairy cattle production system employs modern techniques regarding to herds genetic standards; however the success in these production systems promoted an increase in the number of confined animals and, consequently, an increase in the volume of waste produced, making the dairy cattle residues a large problems for intensive management systems. This effluent has a high polluting potential due to the load of nutrients and organic material in its composition, and the incorporation of this material without treatment, may cause deleterious effects to the soil and eutrophication when it reaches water courses. Given that this study aims to implement a pilot treatment unit (PTU) for dairy cattle wastewater (DCWW), in an agroecological integrated production system (AIPS), for final destination of the residue in land cultivated with vegetable crops. Increasing doses of treated DCWW, determined in function of the concentration of nutrients present in the effluent and the crop demand (lettuce and carrot), were used. The study was divided into four chapters, preceded by a literature review about the nitrogen dynamics, the treatment methods and impacts on environment and living beings, as well as the sanitary aspects related to fecal contamination indicators. In the last, the bacteriological counting, persistence in the environment and techniques for removal. The first chapter presents the configuration of the PTU and, by means of the physical-chemical and microbiological parameters of waters and effluents, the characterization of DCWW produced by dairy cattle herds in the AIPS farm, and the content after successive stages of the treatment, plus evaluation of the efficiency of removal of each component. It is concluded that the PTU is a viable strategy for integrated management of animal confinement residues, making it possible the use of the biofertilizer produced in crops under organic management. The second chapter presents the evaluation, by means of phytotechnical and sanitary parameters, of the final disposal of DCWW treated in the PTU, in an organic lettuce cultivation with increasing doses (50, 100, 200 and 300%) to supply the reference amount of 90 kg N.ha<sup>-1</sup>. It is concluded that the treated DCWW provided an alternative source of water and nutrients, increasing the lettuce crop yield. However, the installment application of the doses should be evaluated, avoiding the usage throughout all the crop cycle. The third chapter is similar to the previous one, that is the final disposal of the DCWW treated in the PTU, but in organic carrot cultivation, under increasing doses (0, 100, 200 and 300%) to supply the reference amount of 150 kg N.ha<sup>-1</sup>. It was evaluated the aerial part and main roots as their growth, nutrient accumulation and sanitary quality. It was concluded that the application of 100% of treated DCWW allowed production above the national average and, in the experimental conditions, it was possible to replace the demand for water and nutrients for the organic carrot crop management. The fourth chapter, complementary to the previous one, presents the evaluation of impact of increasing doses of treated DCWW, by means of the soil chemical parameters and its derivatives, in two layers (0-20 e 20-40cm) of the soil under carrot cultivation. It was found that, although the applied DCWW did not result in nutrients accumulation in the soil, due to the excessively high dosages, part of the nutrients added was not recovered by the crop cultivated.

**Keywords:** Effluents. Recovery. Biofertilizer. Fertigation. Vegetables.

## RESUMEN AMPLIADO

JORGE, Marcos Filgueiras. **Tratamiento y disposición final de aguas residuales del ganado lechero en suelos bajo manejo orgánico de producción de olerícolas**. 2018. 179 p. Tesis (Doctorado en Ciencia, Tecnología e Innovación en Agropecuaria). Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016

### 1. Introduction

Actividades industriales, agropecuarias y domésticas producen desechos con elevadas concentraciones de N orgánico (proteínas y urea), que se encuentran en los residuos animales y vegetales, que cambian rápidamente sus formas moleculares por el proceso natural de descomposición, resultando, cuando en medio acuoso, en una solución rica predominantemente en N amoniacal (MARTINS et al. 2003).

La cantidad de desechos producidos diariamente por bovinos de leche es uno de los mayores problemas en sistemas de manejo intensivo. La disposición de los residuos de las instalaciones animales ha sido un desafío para creadores y especialistas, pues involucra aspectos técnicos, sanitarios y económicos.

El aprovechamiento de aguas residuales (AR) vía fertirrigación viene ganando espacio como técnica de disposición controlada en suelos y como alternativa al lanzamiento directo en cuerpos receptores. Esta técnica preconiza el máximo aprovechamiento del residuo, a partir del balance entre la demanda para una máxima productividad, la disponibilidad en el ambiente (suelo) y los contenidos existentes en las AR; se determina la tasa de aplicación ( $TA_{AR}$ ) basada en lo nutriente referencia, donde éste será lo que satisfará la demanda nutricional en la menor  $TA_{AR}$ , sin que se eleven los contenidos en el medio originalmente (MATOS, 2007).

En este sentido, sistemas alternativos de tratamiento de efluentes, precediendo la aplicación en los ambientes de explotación vegetal, pueden proporcionar la reducción de la carga orgánica, alterar las formas moleculares de los nutrientes en el efluente bruto y amplificar la competencia natural entre los microorganismos potencialmente patógenos y otros presentes procesos de estabilización del material orgánico y ciclo biogeoquímico del nitrógeno (N).

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo, fue evaluar una Unidad Piloto Tratamiento (UPT) de agua residuales de ganado lechero (ARG), compuesta por estructuras de tratamiento biológico anaerobio y dos humedales construidas (HC) en paralelo, un cultivado con Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) y otro con Taboa (*Typha domingensis*) (Capítulo I); la evaluación de la disposición final en suelo bajo fertirrigación lechuga manejo orgánico cultivada con (Capítulo II); cultivado con zanahoria (Capítulo III); y los efectos sobre el suelo cultivado con la zanahoria (Capítulo IV).

### 2. Material y Métodos

#### 2.1. Caracterización del experimento

##### 2.1.1. Unidad Piloto de Tratamiento

La unidad piloto de tratamiento de aguas residuales de ganado lechero (ARG) fue instalada en el área del Sistema de Producción Integrada Agroecológica (SIPA), que comprende: esterera (P1); tanque séptico (P2); filtro biológico de flujo ascendente (P3.1), filtro biológico de flujo descendente (P3.2); dos lechos cultivados de flujo horizontal subsuperficial, siendo uno cultivado con taboa (Ruta 1) y otro con pasto vetiver (Ruta 2).



Después de sometida a las etapas de tratamiento, la ARB tratada era aplicada, vía sistema de fertirrigación por goteo al suelo de canteros cultivados bajo manejo orgánico de producción de olerícolas.

Cada HC fue dimensionado, en función del área y caudal disponible de efluente, y para ello, considerando el flujo de fluido en medio saturado poroso, y adoptando el tiempo de detención hidráulica (TDH) de 2,5 días, considerado como el TDH medio necesario para el tratamiento, por medio de lechos cultivados de flujo horizontal subsuperficial, en que se objetiva la reducción de carga orgánica y de las concentraciones de nutrientes (BRASIL et al., 2005; MATOS, 2006).

El monitoreo de las características del efluente fue realizado continuamente desde el inicio de la operación de la UPT, por medio de diversos puntos de recolección de muestras instalados, uno tras cada estructura de tratamiento. En la caracterización del efluente se evaluaron parámetros físico-químicos y microbiológicos.

Se evaluó por medio de planillas electrónicas la variabilidad de los resultados obtenidos para todos los parámetros monitoreados de calidad del efluente, en que estos fueron analizados primero, por los coeficientes de variación en cada etapa, y partir de ahí se adoptó una evaluación descriptiva de los datos, considerando los valores extremos observados, al que se consideraron inherentes al tipo de efluente y condiciones, climáticas y operativas, las cuales están sujetos.

### **2.1.2. Disposición final en el suelo**

En el área experimental se cultivaron dos cultivos (olerícolas: folhosa y tuberosa), en canteros, en dos años de cultivo alternados. Los cultivos analizados son: lechuga (*Lactuca sativa*) - folhosa; y zanahoria (*Daucus carota L.*) - tubérculo. La elección de estas fue determinada en función de las distintas partes comestibles, con la posibilidad de contacto diferenciado con la ARB.

### **2.1.3. Tratamientos**

Para la fertirrigación, en los experimentos, se tomó el nitrógeno como nutriente de referencia. Las hojas necesarias para la aplicación de las diferentes dosis (0, 50, 100, 200 y 300% N) recomendadas a los cultivos, suministradas vía fertirrigación, se calcularon mediante el método de Matos (2006). Para la aplicación de estos, se utilizaron goteadores con diferentes caudales ( $2 \text{ L.h}^{-1}$ ,  $4 \text{ L.h}^{-1}$ ,  $8 \text{ L.h}^{-1}$  y  $12 \text{ L.h}^{-1}$ ), intercalados entre las parcelas, proporcionando la variación de las láminas de ARG determinadas.

### **2.1.4. Cultivo de lechuga**

Se utilizó la ARG tratada por la UPT del SIPA, para la disposición final vía fertirrigación, en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa L.*), cultivar 'Vera' del tipo crespa, en el período comprendido entre 28/08 y 13/10 de 2015.

El experimento fue realizado en canteros, a campo abierto, cuyas dimensiones eran de 32 m de longitud, 1,0 m de ancho y 0,30 m de altura. Para la implantación de la cultura a campo, los canteros fueron preparados por encajador acoplado al tractor. En el momento de la siembra, las mudas fueron implantadas en el espaciamiento de 0,25x0,25 m.

### **2.1.5. Cultivo de zanahoria**

Se utilizó la ARG tratada por la UPT del SIPA, para disposición final vía fertirrigación, en suelo cultivado con zanahoria (*Daucus carota L.*), cultivar 'Brasília', en el período comprendido entre junio y octubre de 2016.

La implantación del cultivo, en dos canteros, fue realizada en 21/06/2016, por medio de semillas, distribuidas en cuatro líneas de plantación espaciadas en 0,25 m, y después de los desbastes el espaciamiento fue de aproximadamente 0,04 m entre plantas, lo que proporcionó

80 plantas.m<sup>-2</sup>.

#### **2.1.5.1. Evaluación en el suelo**

Las muestras de tierra fueron evaluadas en cuanto a la química, realizada en el Laboratorio de Génesis y Clasificación de suelos del Departamento de Suelos de la UFRRJ, de acuerdo con EMBRAPA, (1997). Se evaluaron los parámetros: nitrógeno total (N<sub>Total</sub>), fósforo disponible (P<sub>Disp</sub>), potasio intercambiable (K<sup>+</sup>), calcio intercambiable (Ca<sup>2+</sup>), magnesio intercambiable (Mg<sup>2+</sup>), sodio intercambiable (Na<sup>+</sup>), pH en agua, acidez total (H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>), capacidad de intercambio catiónico (CIC), sumatoria de bases (SB), saturación de bases (V%) y carbono orgánico total (COT).

#### **2.1.6. Evaluaciones en los cultivos**

En los ensayos se evaluaron las variables-respuesta: concentraciones de nutrientes foliar y productividad. Para el análisis de la concentración de nutrientes foliar, se evaluó la concentración de N, P, K, Ca y Mg. Así como los aspectos sanitarios de los productos, los indicadores de contaminación en la determinación de *E.coli* y *Salmonella sp.*, según la legislación sobre normas para los alimentos – RDC n°12 de 2001 (BRASIL, 2001).

### **3. Resultados y Discusión**

#### **3.1. Eficiencia de la UPT**

A partir del monitoreo de los parámetros (físicos, químicos y biológicos) de calidad del efluente, realizado durante el período del estudio, se observó que el efluente bruto generado por el ganado lechero del SIPA, presenta elevado coeficiente de variación (cv), influenciada por innumerables factores, destacándose la estacionalidad de ocupación de las instalaciones por los animales, la variabilidad de la alimentación y debida a las condiciones climáticas locales. Es importante destacar, con relación al rebaño lechero del SIPA, que el manejo adoptado, como dicho arriba, orgánico, se caracteriza por la alimentación a pasto esencialmente, con complementación en el cocho, tanto de alimento voluminoso y de concentrado.

Con base en la CONAMA 430/2011, el efluente en cuestión debe pasar por sistema de tratamiento antes de ser dirigido a cursos de agua pues la carga orgánica, de nutrientes y microbiológica se encuentra inadecuada a los estándares vigentes. Además, si se evalúan los índices de microorganismos presentes, por medio de la presencia de *Salmonella* y cuantificación coliformes termotolerantes y *E.coli*, este es también inadecuado para aplicación en cultivos de intenso manejo por trabajadores y consumo in natura (RDC 12 – ANVISA, 2005). Y, si se toma en consideración la legislación inherente a los sistemas orgánicos de producción (Ley 10.831) este residuo antes de ser utilizado en la fertilización del suelo debe pasar por un período para estabilización microbiológica.

A partir de la comparación entre los datos de eficiencia (%), obtenida para las dos Rutas de tratamiento de la ARG en la UPT, se observó que la Ruta 2 fue más eficiente en reducir la mayoría de los índices evaluados. Sin embargo, analizando los resultados porcentuales de remoción de nutrientes, la Rota 1 presentó, para algunos de los indicios evaluados, remoción superior a la Ruta 2.

Este hecho puede ser atribuido al tiempo transcurrido entre el inicio de la operación de los humedales cultivados, cerca de 25 meses entre el lecho de la taboa y el vetiver, la capacidad de extracción de nutrientes por el vetiver ser superior al de la taboa, y la taboa se encuentra aún en fase de desarrollo radicular. Se puede también relacionar las diferencias de eficiencia, la capacidad de adsorción por el material utilizado como sustrato de los lechos cultivados, debido a la baja capacidad de intercambio de cargas por la grava, una vez más aliado al hecho del lecho con vetiver haber recibido efluente por un período más largo, en este

puede haber sido saturada la capacidad de retención de los iones en solución ya partir de cierto momento la retención de estos ser menor en este SIC.

### 3.2. Desarrollo de la Lechuga

Para la productividad ( $t \cdot ha^{-1}$ ) de lechuga cultivada en sistema de manejo orgánico, fertirrigado con ARG tratada en la UPT del SIPA, se observó, para menor dosis (50% N) 24,75, para dosis de 100% 25,93, para el 200% 28,12 y para la máxima dosis probada (300%) 31,23, siendo el modelo para respuesta ajustada lineal creciente en función de las dosis de N (%) aplicadas.

Se destaca con relación a los contenidos de nutrientes acumulados en las hojas de lechuga, que en orden creciente de concentración están Mg, P, Ca, N y K ( $g \cdot kg^{-1}$ ). Entre estos, sólo para el Mg el análisis no presentó variación significativa entre los resultados.

En cuanto a la respuesta de acumulación de N en las hojas en función de las dosis de ARB, variaron de 29,5 y 36,3  $g \cdot kg^{-1}$  para las dosis probadas, el mejor modelo ajustado fue cuadrático, aunque semejante al acumulado de K, para este la máxima acumulación fue de 36,22  $g \cdot kg^{-1}$  para máxima dosis de 310,92% de la ARB. En el análisis de la respuesta de acumulación de P, en función de las respectivas láminas de ARB, éste fue lineal y creciente en función de las dosis de N (%), cuyo valor mínimo ocurrió para menor dosis (50% N) siendo 5,65  $g \cdot kg^{-1}$ , y máximo para mayor dosis (300% N) 6,73  $g \cdot kg^{-1}$ .

De acuerdo con los límites ideales ( $g \cdot kg^{-1}$ ) propuestos por el Instituto Agronómico de Campinas varían de 30 a 50 para el N, de 4 a 7 para el P, aproximadamente 15 para el Ca y de 4 a 6 para el Mg, por lo tanto, para todos, excepto en el caso del Ca y Mg que estuvo por debajo del considerado adecuado, los obtenidos en el presente estudio considerados normales para el cultivo, aunque ninguna de las plantas presentó síntoma de deficiencia.

Con base en las evaluaciones realizadas sobre los aspectos sanitarios, se sugiere que en el momento de la cosecha, debido al contacto entre la parte aérea y las raíces, pueda haber ocurrido contaminación. En virtud del ciclo adoptado para el cultivo de lechuga ser corto (cosecha a los 45 DDT), no fue posible cesar la aplicación de la ARB días antes de la cosecha, y por lo tanto, no se impuso un período de carencia entre la última aplicación del efluente y, la cosecha. De esta forma, se observó que en los tratamientos evaluados se obtuvieron plantas exentas de contaminación por *Salmonella sp.*, sin embargo, las mismas presentaron niveles de conteo de coliformes termotolerantes por encima de lo aceptable, de acuerdo con los límites establecidos por la legislación.

### 3.3. Desarrollo de la Zanahoria

Para la productividad de raíces de zanahoria cultivada bajo fertirrigación con ARG tratada en la UPT del SIPA, se alcanzó la máxima respuesta para dosis de 200% de N con 82,22  $t \cdot ha^{-1}$ , con menor valor para las plantas sin ARG (0% N) 44,26  $t \cdot ha^{-1}$ , y para las dosis de 100 y 300% N recomendado, respectivamente 72,60 y 77,10 ( $t \cdot ha^{-1}$ ), con modelo respuesta ajustado polinomial cuadrático con máximo estimado para dosis de 83  $t \cdot ha^{-1}$  equivalente a la aplicación del 214,71% de la dosis de N recomendada para el cultivo.

Se observó que los niveles de K, N y Ca, fueron los más acumulados en las raíces de la zanahoria, seguidos de los niveles de P y Mg, en orden decreciente, que para el K varió de 2,383 a 3,283  $dag \cdot kg^{-1}$ , para el N 1,005 a 2,110  $dag \cdot kg^{-1}$ , para el Ca de 0,392 a 0,461  $dag \cdot kg^{-1}$ , para el P variaron de 0,381 a 0,643  $dag \cdot kg^{-1}$  y en cuanto al Mg la variación fue de 0,151 a 0,188  $dag \cdot kg^{-1}$ . Sin embargo, se resalta que sólo las variaciones referentes a los niveles de N, P y Ca fueron significativas, y que los modelos ajustados para la respuesta de la acumulación de N y Ca fueron lineales crecientes, mientras que para el P el modelo fue polinomial cuadrático con el máximo estimado en 0,610  $dag \cdot kg^{-1}$  referente a la dosis de 275% del N recomendado.

Los resultados de los análisis microbiológicos de las raíces de la zanahoria, sometidas a las distintas láminas de ARG (para las muestras de todos los tratamientos), presentaron ausencia de contaminación por *Salmonella sp.*, Y para coliformes termotolerantes, y, por lo tanto, no representando, ningún riesgo de contaminación de los consumidores del producto in natura. Este resultado puede estar asociado al período de cierre de la fertirrigación, en 15 días antes de la cosecha, así como al procedimiento de lavado básico, ejecutado inmediatamente después de la cosecha, recomendado en varios trabajos, para remoción del excedente de tierra (DANTAS et al. 2014; LIMA Jr. et al. 2012; BAUMGARTNER et al. 2007).

### 3.4. Impacto en el Suelo

Se observó a partir de la evaluación de los resultados obtenidos para el suelo de los canteros cultivados con zanahoria por 120 días, bajo la aplicación de las distintas dosis de ARB tratada vía fertirrigación, que las láminas aplicadas no fueron suficientes para provocar contaminación ni perjudicar el cultivo instalado. De tal forma que los niveles de  $N_{Total}$ , SB, COT y pH, no variaron en el período evaluado.

Sin embargo, se observó que, después del ciclo de cultivo, los niveles de  $K^+$ ,  $P_{Disp}$  y  $Na^+$  redujeron significativamente, en todas las parcelas evaluadas, y que la variación media observada entre el inicio y el final del ciclo fue, respectivamente, de 34,56, de 70,32 y de 56,45%. Tales variaciones fueron asociadas a la extracción proporcionada por las plantas y parte por posible movimiento en el perfil.

Similar al observado para los niveles de  $K^+$ ,  $P_{Disp}$  e  $Na^+$ , o V% redujo significativamente, alcanzando el valor promedio del 73%, considerado más adecuado para el desarrollo de la zanahoria.

Los niveles intercambiables de Ca y Mg, a diferencia de los nutrientes descritos anteriormente, presentaron un aumento entre el inicio y el final del ciclo, pero para el calcio la variación no fue significativa, mientras que para el Mg en las parcelas referentes a la aplicación de la máxima dosis de ARG varió significativamente en un 20% de acumulación.

Como consecuencia de los contenidos de Ca y Mg en la ARG aplicada, se constató el aumento significativo en la CTC del suelo, siendo que la variación media observada fue del 19%. Y con relación al nivel de acidez potencial, se observó de manera análoga que ocurrió aumento significativo, variando en promedio el 60% entre el inicio y el final del ciclo, lo que se asoció al proceso de nitrificación del N aplicado, que presenta como producto la liberación de los iones  $H^+$ .

## 4. Conclusiones

A partir de la evaluación y discusión de los resultados obtenidos en las condiciones del presente estudio, acerca de la UPT para ARG producida en las instalaciones del SIPA, con vistas a la disposición final en suelos cultivados bajo manejo orgánico de producción de olerícolas, se puede concluir que:

- la utilización de estructuras complementarias (P1, P2, P3 y HC's) en la UPT, proporcionaron satisfactorio decaimiento de los contaminantes, para disposición final en sistema orgánico de producción de olerícolas;
- la aplicación de las dosis crecientes de ARG vía fertirrigación, proporcionó incremento a la productividad estimada al cultivo de lechuga, y la acumulación adecuada de nutrientes, excepto Ca y Mg;
- la aplicación de las dosis crecientes de ARG vía fertirrigación, proporcionó incremento a la productividad estimada al cultivo de zanahoria, y la acumulación adecuada de nutrientes; y
- por efecto de la disposición final de la ARG tratada vía fertirrigación localizada, las láminas alteraron la fertilidad inicial sin provocar contaminación del suelo.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Fluxograma da UPT instalada no SIPA, composta por: P1 – esterqueira; P2 – tanque séptico; P3.1 – filtro de fluxo ascendente; P3.2 – filtro de fluxo descendente; e SAC's – leitos cultivados com taboa e com capim vetiver. ....22
- Figura 2** - (A) Esterqueira (P1) para acúmulo da ARB produzida no SIPA; e (B) bombeamento instalado em P1 com proteção da tubulação de sucção. ....23
- Figura 3** - (A) Tanque séptico (P2) com tubulação de saída e mangueira para controle do nível interno; (B) detalhe interno, da distribuição de efluente; e (C) proteção da tubulação de saída de P2, por tubo de 300 mm. ....24
- Figura 4** - (A) conjunto de filtros biológicos; (B) tubulação de distribuição do efluente de P2, no fundo falso de P3.1; (C) barreira flutuante de proteção da saída de P3.1; (D) conduítes corrugados picados como recheio utilizado em P3.2. ....24
- Figura 5** - (A) caixa divisora de vazão; (B) leito impermeabilizado e com material suporte/filtrante; (C) SAC's com taboa e capim vetiver; (D) mangueiras para o controle do nível internos dos SAC's. ....25
- Figura 6** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) DBO em ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (B) DQO em ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); e (C) DQO/DBO. ....34
- Figura 7** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) SST em ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (B) Turbidez em (FTU); e (C) Cor (PtCo). ....37
- Figura 8** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA, para OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). ....39
- Figura 9** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) pH; (B) CE em ( $\text{dS.m}^{-1}$ ); e (C) RAS [ $(\text{mmol.L}^{-1})^{1/2}$ ]. ....41
- Figura 10** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) O&G ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (B) O.veg ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); e (C) G.ani ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). ....43
- Figura 11** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A)  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (B)  $\text{N-NO}_2^-$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (C)  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); e (D) NTK ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). ....46
- Figura 12** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A)  $\text{P-PO}_4^{3-}$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); e (B)  $\text{P}_2\text{O}_5$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). ....49
- Figura 13** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA, para o K ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). ....50
- Figura 14** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) Ca ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (B) Mg ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); e (C) Na ( $\text{mg.L}^{-1}$ ). ....52
- Figura 15** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) C.Termo [(log). NMP.100  $\text{mL}^{-1}$ ]; e (B) E.coli [(log). NMP.100  $\text{mL}^{-1}$ ]. ....55
- Figura 16** - Produtividade de massa verde (P.MV) estimada, e eficiência de extração de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg), proveniente da ARB, pelo vetiver cultivado no SAC 2 em cada ciclo de recrescimento. ....70
- Figura 17** - Canteiros utilizados para o cultivo de alface, com as linhas de irrigação e de fertirrigação. ....77

<b>Figura 18</b> - Croqui do delineamento experimental adotado ao cultivo de alface; em que, T=tratamento e R=repetição.....	79
<b>Figura 19</b> - Canteiros sob disposição final da ARB tratada, cultivados com alface, com as plantas na véspera da colheita. ....	80
<b>Figura 20</b> - Variabilidade dos resultados do monitoramento do crescimento da alface: (A) MV ( $\text{g.planta}^{-1}$ ); (B) nº de folhas; e (C) D em (cm), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	86
<b>Figura 21</b> - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea da Alface: (A) de Ca ( $\text{g.kg}^{-1}$ ); e (B) de K ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.....	91
<b>Figura 22</b> - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea da alface: (A) de P ( $\text{g.kg}^{-1}$ ); e (B) de N ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.....	92
<b>Figura 23</b> - Variabilidade da produtividade estimada ( $\text{t.ha}^{-1}$ ) para o cultivo de alface, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), via ARB tratada na UPT do SIPA.....	95
<b>Figura 24</b> - Canteiros utilizados para o cultivo da cenoura, com as linhas de irrigação e de fertirrigação cobertas por sombrite.....	105
<b>Figura 25</b> - Croqui do delineamento experimental adotado ao cultivo da cenoura; em que, T=tratamento e R=repetição.....	107
<b>Figura 26</b> - Variabilidade dos resultados do monitoramento do crescimento da parte aérea (PA) da cenoura, em: (A) MV ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) aos 70 DAS; (B) MV ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) aos 120 DAS; e (C) MS ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	110
<b>Figura 27</b> - Variabilidade dos resultados do monitoramento do crescimento das raízes (R) da cenoura, em: (A) MS ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) aos 70 DAS; (B) MV ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) aos 120 DAS; e (C) D (cm) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	117
<b>Figura 28</b> - Variabilidade dos teores acumulados de N ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) na parte aérea (PA) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA....	120
<b>Figura 29</b> - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea (PA) da cenoura: (A) de Mn aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ); (B) de Cu aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ); (C) de Fe aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	121
<b>Figura 30</b> - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea (PA) da cenoura: (A) de P aos 120 DAS ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ); (B) de Zn aos 120 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	122
<b>Figura 31</b> - Variabilidade dos teores acumulados de N ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) nas raízes (R) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	125
<b>Figura 32</b> - Variabilidade dos teores acumulados de P ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) nas raízes (R) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	126
<b>Figura 33</b> - Variabilidade dos teores acumulados nas raízes (R) da cenoura: (A) de Ca aos 120 DAS ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ); e (B) de Mg aos 120 DAS ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. ....	127

- Figura 34** - Variabilidade dos teores acumulados de Zn ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) nas raízes (R) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. .... 127
- Figura 35** - Variabilidade dos teores acumulados nas raízes (R) da cenoura: (A) de Fe aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ); e (B) de Mn aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. .... 128
- Figura 36** - Variabilidade dos teores acumulados nas raízes (R) da cenoura de B aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA. .... 129
- Figura 37** - Variabilidade da produtividade estimada ( $\text{t.ha}^{-1}$ ) para parte aérea (PA) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), via ARB tratada na UPT do SIPA... 131
- Figura 38** - Variabilidade da produtividade estimada ( $\text{t.ha}^{-1}$ ) para as raízes (R) da cenoura aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), via ARB tratada na UPT do SIPA. .... 133

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos, em valores medianos e respectivos CV (%), da água residuária produzida (efluente bruto/ARB) pelas instalações da bovinocultura leiteira do SIPA.....	30
<b>Tabela 2</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), da DBO, DQO e DQO/DBO, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	32
<b>Tabela 3</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de (DBO e DQO) da ARB, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.....	34
<b>Tabela 4</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de SST, Turbidez e Cor, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	36
<b>Tabela 5</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de SST, Turbidez e Cor, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.....	36
<b>Tabela 6</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de OD, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	38
<b>Tabela 7</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de SST, Turbidez e Cor, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.....	39
<b>Tabela 8</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), do pH, CE e RAS, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	40
<b>Tabela 9</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de pH e CE, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.....	40
<b>Tabela 10</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de O & G, O.veg e G.ani, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	42
<b>Tabela 11</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de O & G, O.veg e G.ani, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.....	44
<b>Tabela 12</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e NTK após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	44
<b>Tabela 13</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e NTK entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.....	47
<b>Tabela 14</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> e K, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.....	48



<b>Tabela 15</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> e K, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA. ....	48
<b>Tabela 16</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de Ca, Mg e Na, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA. ....	51
<b>Tabela 17</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de Ca, Mg e Na, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA. ....	53
<b>Tabela 18</b> - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), para C.Termo, E.coli e Salm., após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA. ....	53
<b>Tabela 19</b> - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de C.Termo e <i>E.coli</i> , entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA. ....	55
<b>Tabela 20</b> - Valores de totais de eficiência (%) de remoção, para as rotas (Rota 1 e Rota 2) de tratamento dos parâmetros físico-químicos e biológicos, da ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.....	56
<b>Tabela 21</b> - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo tanque séptico (P2), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.....	58
<b>Tabela 22</b> - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo conjunto de filtros biológicos (P3), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA. ....	60
<b>Tabela 23</b> - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo SAC cultivado com taboa (SAC 1), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA. ....	63
<b>Tabela 24</b> - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo SAC cultivado com vetiver (SAC 2), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA. ....	67
<b>Tabela 25</b> - Valores médios de produtividade de massa verde estimada (t.ha <sup>-1</sup> ), eficiência média (%) de extração dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg, pelo vetiver cultivado no SAC 2, da ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.....	69
<b>Tabela 26</b> - Resultado do teste de uniformidade de aplicação do sistema de irrigação.....	81
<b>Tabela 27</b> - Caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos, em valores medianos, da ARB tratada na UPT do SIPA, utilizada na fertirrigação do cultivo de alface, para fornecimento das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%). ....	81
<b>Tabela 28</b> - Lâminas totais (mm) de água de irrigação, de fertirrigação (ARB tratada na UPT do SIPA) e água de abastecimento (AA), aplicadas ao cultivo de alface, para fornecimento das doses de N (50, 100, 200 e 300%). ....	84
<b>Tabela 29</b> - Valores médios do n° de folhas, diâmetro de cabeça (cm) e massa verde da alface (g.planta <sup>-1</sup> ), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento das diferentes doses de N (50, 100, 200 e 300%). ....	84
<b>Tabela 30</b> - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), na massa verde da alface, no n° de folhas e no diâmetro de cabeça, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	85

<b>Tabela 31</b> - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), no nº de folhas e MV da alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	86
<b>Tabela 32</b> - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) na alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (50, 100, 200 e 300%).....	90
<b>Tabela 33</b> - Resultados da ANOVA (Fc, $\text{Pr}>\text{Fc}$ e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), para os teores de Ca, K, N, P e Mg na alface, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	90
<b>Tabela 34</b> - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), nos teores de K, P e N na alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	91
<b>Tabela 35</b> - Valores médios de produtividade estimados ( $\text{t.ha}^{-1}$ ) para o cultivo de alface, por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	94
<b>Tabela 36</b> - Resultados da ANOVA (Fc, $\text{Pr}>\text{Fc}$ e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada para o cultivo de alface, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	95
<b>Tabela 37</b> - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada no cultivo de alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	95
<b>Tabela 38</b> - Parâmetros da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) – RDC nº 12 de 2001, que regulamenta os padrões microbiológicos para alimentos. ....	97
<b>Tabela 39</b> - Valores médios dos parâmetros sanitários da alface, C.Termo e Salmonella sp., por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	97
<b>Tabela 40</b> - Caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos, em valores medianos, da ARB tratada na UPT do SIPA, utilizada na fertirrigação do cultivo da cenoura, para fornecimento das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%). ....	108
<b>Tabela 41</b> - Lâminas totais (mm) de água de irrigação (Irriga), de fertirrigação (ARB tratada na UPT do SIPA) e água de abastecimento (AA), aplicadas no solo cultivado com cenoura, para fornecimento das doses de N (0, 100, 200 e 300%). ....	109
<b>Tabela 42</b> - Valores médios de MV ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) e MS ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) da parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento das diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).....	111
<b>Tabela 43</b> - Resultados da ANOVA (Fc, $\text{Pr}>\text{Fc}$ e CV) para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), no acúmulo de MV e MS, aos 70 e 120 DAS, na parte aérea (PA) da cenoura, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	112
<b>Tabela 44</b> - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), no acúmulo de MV (aos 70 e 120 DAS) e MS aos 120 DAS, na parte aérea (PA) da cenoura, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	113
<b>Tabela 45</b> - Valores médios de MV ( $\text{g.planta}^{-1}$ ), MS ( $\text{g.planta}^{-1}$ ), L (cm) e D (cm), das raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento das diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%). ....	114
<b>Tabela 46</b> - Resultados da ANOVA (Fc, $\text{Pr}>\text{Fc}$ e CV) para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), na MV, MS, L e D, aos 70 e 120 DAS, das raízes (R) da cenoura, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	116

<b>Tabela 47</b> - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), na MS aos 70 DAS, na MV aos 120 DAS e no D aos 120 DAS, das raízes (R) da cenoura aos obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	116
<b>Tabela 48</b> - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg (dag.kg <sup>-1</sup> ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).....	118
<b>Tabela 49</b> - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg (dag.kg <sup>-1</sup> ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B (mg.kg <sup>-1</sup> ) na parte aérea (PA) da cenoura, aos 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).....	118
<b>Tabela 50</b> - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), nos teores de nutrientes na parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	119
<b>Tabela 51</b> - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), na parte aérea (PA) da cenoura, para os teores, de N, Cu, Fe e Mn (aos 70 DAS), e N, P e Zn (aos 120 DAS), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	120
<b>Tabela 52</b> - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg (dag.kg <sup>-1</sup> ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B (mg.kg <sup>-1</sup> ) nas raízes (R) da cenoura, aos 70 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).....	124
<b>Tabela 53</b> - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg (dag.kg <sup>-1</sup> ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B (mg.kg <sup>-1</sup> ) nas raízes (R) da cenoura, aos 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).....	124
<b>Tabela 54</b> - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), nos teores de nutrientes nas raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	129
<b>Tabela 55</b> - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), nas raízes (R) da cenoura, para os teores, de N, Zn, P, Mn, Fe e B (aos 70 DAS), e de N, P, Ca Mg e Zn (aos 120 DAS), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	130
<b>Tabela 56</b> - Valores médios de produtividade estimados (t.ha <sup>-1</sup> ) para parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	131
<b>Tabela 57</b> - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	132
<b>Tabela 58</b> - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	132
<b>Tabela 59</b> - Valores médios de produtividade estimados (t.ha <sup>-1</sup> ) para as raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	133
<b>Tabela 60</b> - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	133

<b>Tabela 61</b> - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA. ....	134
<b>Tabela 62</b> - Parâmetros da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) – RDC nº 12 de 2001, que regulamenta os padrões microbiológicos para alimentos. ....	135
<b>Tabela 63</b> - Lâminas totais (mm) de fertirrigação (ARB tratada na UPT do SIPA), complementar de água de abastecimento (AA) e de irrigação (reposição da evapotranspiração), aplicadas no solo cultivado com cenoura, para fornecimento das doses de N (0, 100, 200 e 300%).....	143
<b>Tabela 64</b> - Aporte total de nutrientes via ARB, para os respectivos tratamentos (0, 100, 200 e 300 %N) aplicados ao cultivo da cenoura; e características físico-químicas da ARB tratada pela UPT do SIPA. ....	144
<b>Tabela 65</b> - Valores médios (de 4 repetições) de pH do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	145
<b>Tabela 66</b> - Teores médios (de 4 repetições) de COT do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	146
<b>Tabela 67</b> - Teores médios (de 4 repetições) de $N_{Total}$ do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	147
<b>Tabela 68</b> - Teores médios (de 4 repetições) de $P_{Disp}$ do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	149
<b>Tabela 69</b> - Teores médios (de 4 repetições) de K trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	150
<b>Tabela 70</b> - K trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.....	151
<b>Tabela 71</b> - Teores médios (de 4 repetições) de Ca trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	153
<b>Tabela 72</b> - Ca trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.....	154
<b>Tabela 73</b> - Teores médios (de 4 repetições) de Mg trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	154
<b>Tabela 74</b> - Mg trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.....	155
<b>Tabela 75</b> - Teores médios (de 4 repetições) do Na trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	156
<b>Tabela 76</b> - Na trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.....	157

<b>Tabela 77</b> - Níveis médios (de 4 repetições) de $(H^+ + Al^{3+})$ do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	158
<b>Tabela 78</b> -. Percentagem de $H^+ + Al^{3+}$ na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	159
<b>Tabela 79</b> - Valores médios (de 4 repetições) da CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	159
<b>Tabela 80</b> - Médias (de 4 repetições) de saturação por bases do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	161
<b>Tabela 81</b> - Médias (de 4 repetições) da SB do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura. ....	162

## LISTA DE ABREVIACÕES E SIMBOLOS

A	Ausência de Salmonella sp. em 100mL da amostra
ANOVA	Análise de Variância
ANVISA	Agencia Nacional de Vigilância Sanitária
$C_a$	Concentração afluente
$C_e$	Concentração efluente
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Ctermo	Coliformes termotolerantes
DAS	Dias após o Semeio
DAT	Dias após o Transplântio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E.coli	Escherichia coli
G ani	Gordura Animal
KW	Teste não paramétrico Kruskal Wallis
NMP	Número Mais Provável
$N-NH_4^+$	Nitrogênio Amoniacal
$N-NO_2^-$	Nitrogênio Nitrito
$N-NO_3^-$	Nitrogênio Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kiljdahl
O & G	Óleos e Graxas
O veg	Óleo Vegetal
OD	Oxigênio dissolvido
$P_2O_5$	Pentóxido de difósforo
$P-PO_4^{3-}$	Ortofosfato
$Q_a$	Vazão afluente
$Q_e$	Vazão efluente
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RDC	resolução de diretoria colegiada
Salm.	Salmonella sp.
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de detenção hidráulico
tSNK	Teste Student Newmann Keuls
$\varepsilon$	Porosidade

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL .....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA .....	3
2.1	Ciclo do Nitrogênio .....	3
2.1.1	Tratamento de águas residuárias orgânicas .....	7
2.2	Aspectos Sanitários .....	10
CAPÍTULO I AVALIAÇÃO DE UMA UNIDADE PILOTO DE TRATAMENTO (UPT) PARA ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE LEITE (ARB).....		17
1	RESUMO .....	18
2	ABSTRACT .....	19
3	INTRODUÇÃO .....	20
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	22
4.1	Caracterização do Experimento .....	22
4.2	Etapas da UPT .....	22
4.2.1	Pré tratamento .....	22
4.2.2	Tratamento primário.....	24
4.2.3	Tratamento secundário / polimento.....	25
4.3	Caracterização da ARB .....	27
4.4	Frequência de Monitoramento das Etapas da UPT .....	27
4.5	Eficiências (%) das Etapas de Tratamento na UPT.....	27
4.5.1	UPT .....	27
4.5.2	Capim vetiver .....	28
4.6	Análise Estatística dos Dados .....	28
4.7	Operação da UPT .....	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	30
5.1	Efluente Bruto (P1) / Afluente UPT.....	30
5.2	Resultados do Monitoramento das Etapas de Tratamento .....	32
5.2.1	Carga orgânica.....	32
5.2.2	Parâmetros físico-químicos .....	35
5.2.3	Parâmetros microbiológicos .....	53
5.3	Eficiência (%) de Tratamento pelas Etapas da UPT .....	56
5.3.1	Rotas (1 e 2) de tratamento na UPT .....	56
5.3.2	Tanque séptico.....	58

5.3.3	Filtros biológicos.....	60
5.3.4	SAC's .....	62
6	CONCLUSÕES.....	72
CAPÍTULO II DISPOSIÇÃO FINAL DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE LEITE (ARB) TRATADA, EM SISTEMA ORGÂNICO DE PRODUÇÃO: CULTIVO DE ALFACE .....		
73		
1	RESUMO .....	74
2	ABSTRACT .....	75
3	INTRODUÇÃO .....	76
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	77
4.1	Caracterização do Experimento .....	77
4.2	Sistema de Irrigação e Fertirrigação.....	77
4.2.1	Manejo da irrigação.....	78
4.2.2	Fertirrigação/tratamentos .....	79
4.3	Delineamento Experimental.....	79
4.4	Variáveis Avaliadas.....	79
4.5	Análise Estatística .....	80
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	81
5.1	Uniformidade do Sistema de Irrigação.....	81
5.2	Caracterização da ARB Utilizada na Fertirrigação .....	81
5.3	Crescimento da Cultura.....	84
5.4	Diagnose Foliar .....	89
5.5	Produtividade .....	94
5.6	Contaminação Microbiológica .....	97
6	CONCLUSÕES.....	100
CAPÍTULO III DISPOSIÇÃO FINAL DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE LEITE (ARB) TRATADA, EM SISTEMA ORGÂNICO DE PRODUÇÃO: CULTIVO DE CENOURA.....		
101		
1	RESUMO .....	102
2	ABSTRACT .....	103
3	INTRODUÇÃO .....	104
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	105
4.1	Caracterização do Experimento .....	105
4.2	Sistema de Irrigação e Fertirrigação.....	105



4.2.1	Manejo da irrigação.....	106
4.2.2	Fertirrigação/tratamentos .....	106
4.3	Delineamento Experimental.....	107
4.4	Variáveis Avaliadas.....	107
4.5	Análise Estatística .....	107
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	108
5.1	Fertirrigação .....	108
5.2	Características da Cultura.....	110
5.2.1	Parte aérea .....	110
5.2.2	Raiz.....	113
5.3	Diagnose Foliar .....	118
5.3.1	Parte aérea .....	118
5.3.2	Raiz.....	123
5.4	Produtividade .....	130
5.4.1	Parte aérea .....	131
5.4.2	Raiz.....	132
5.5	Contaminação Microbiológica .....	135
6	CONCLUSÕES.....	137
CAPÍTULO IV ALTERAÇÕES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DE UM PLANOSSOLO CULTIVADO COM CENOURA, SOB DISPOSIÇÃO FINAL DA ARB TRATADA PELA UPT.....		138
1	RESUMO .....	139
2	ABSTRACT .....	140
3	INTRODUÇÃO .....	141
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	142
4.1	Caracterização do Experimento .....	142
4.2	Delineamento Experimental.....	142
4.3	Variáveis Avaliadas.....	142
4.4	Análise Estatística .....	142
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	143
5.1	Lâminas de Água e de ARB Aplicadas.....	143
5.2	Aporte de Nutrientes via Fertirrigação com ARB.....	143
5.3	Resultados do Solo IxF .....	145
5.3.1	Acidez ativa (pH) .....	145

5.3.2	Carbono orgânico total (COT) .....	146
5.3.3	Nitrogênio total ( $N_{Total}$ ) .....	147
5.3.4	Fósforo disponível ( $P_{Disp}$ ).....	148
5.3.5	Potássio trocável ( $K^+$ ).....	150
5.3.6	Cálcio trocável ( $Ca^{2+}$ ).....	152
5.3.7	Magnésio trocável ( $Mg^{2+}$ ) .....	154
5.3.8	Sódio trocável ( $Na^+$ ).....	156
5.3.9	Acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ).....	158
5.3.10	Capacidade de troca de cátions (CTC).....	159
5.3.11	Saturação por bases (V%) .....	161
5.3.12	Soma de bases trocáveis (SB) .....	162
6	CONCLUSÕES.....	163
	CONCLUSÕES GERAIS.....	164
	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	165
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	167

# 1 INTRODUÇÃO GERAL

A busca por um ambiente agropecuário de produção otimizado requer a adoção de técnicas que permitam a substituição dos recursos naturais por alternativas que não compitam com usos mais nobres. Neste caso, as águas residuárias (AR) podem ser dispostas em lavouras em substituição de águas tratadas, utilizadas para o abastecimento da população e áreas industriais. Tendo em vista a importância da prática da disposição final de AR, se faz necessário a adoção de técnicas que tornem estes resíduos menos impactantes ao meio ambiente.

O presente estudo, tem por finalidade apresentar a implantação de uma unidade piloto de tratamento (UPT) de água residuária de bovinocultura de leite (ARB), em um sistema integrado de produção agroecológica (SIPA), de maneira que o efluente tratado possa ser empregado na fertilização de lavouras, por meio da disposição final via fertirrigação.

Neste sentido, a partir de uma divisão em seções no texto, faz-se inicialmente a apresentação de alguns aspectos e marcos regulatórios acerca dos riscos da disposição controlada no ambiente. Apresenta-se, ainda, algumas técnicas de tratamento que podem, possivelmente, ser empregadas em propriedades rurais que visem o reúso na forma de água para irrigação, fontes alternativas de nutrientes e de matéria orgânica.

Por meio do referencial teórico, discorreu-se sobre a dinâmica do nitrogênio, nutriente em elevada concentração nessa AR e suas possíveis técnicas de tratamento, onde foram enfatizados os índices considerados críticos caso atinjam o solo, águas superficiais e subterrâneas, e o efeito da ingestão destas pelo ser humano.

Ainda, como é notório que todo resíduo/efluente líquido ou águas que estejam contaminadas por material de origem fecal, seja proveniente de criatórios animais ou esgotos sanitários, constituem um risco potencial, do ponto de vista sanitário, devido às características do material microbiológico presente, são discutidos alguns dos indicadores de contaminação, com ênfase em grupos de bactérias, bem como as técnicas de tratamento que podem ser empregadas na desinfestação/desinfecção dos mesmos, que é de suma importância quando se pretende a aplicação em culturas que possam ter contato com o efluente.

A partir da abordagem teórica dos aspectos conceituais, o texto segue uma divisão em capítulos em que, no Capítulo I, faz-se a descrição da UPT; a metodologia de análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos ao longo de pontos de coleta nas estruturas de tratamento utilizadas; a avaliação dos resultados de cada parâmetro em valores absolutos; e a avaliação da eficiência de tratamento proporcionada por cada estrutura que compõe o sistema de tratamento.

No Capítulo II, segue a apresentação do primeiro ciclo de cultivo de olerícolas, no qual, por meio da fertirrigação por gotejamento, avaliou-se a disposição final da ARB tratada pela UPT em canteiros cultivados com alface sob distintas doses de efluente determinados em função da concentração de nutrientes no resíduo, bem como pela demanda da cultura. Esta investigação foi conduzida utilizando-se os parâmetros fitotécnicos e sanitários, como indicadores do impacto da disposição final do efluente por um curto período, em cultivo sem contato direto com a ARB.

O Capítulo III, faz uma abordagem análoga ao segundo, diferindo, no entanto, pelo fato de que foi utilizada a cenoura como olerícola, nos mesmos canteiros sob disposição de doses crescentes de ARB, via fertirrigação por gotejamento. Esta foi avaliada por um período mais longo, característico do ciclo de crescimento da planta, e que o contato entre o resíduo e a parte de maior interesse comercial ocorria de forma direta com a solução do solo. Para tanto, foram avaliados os parâmetros fitotécnicos e sanitários, tanto das raízes principais quanto da parte aérea das plantas.

Por fim, no Capítulo IV, são apresentados os resultados complementares ao capítulo anterior, em que foram avaliados os impactos da disposição final das doses crescentes de ARB no solo dos canteiros cultivados com cenoura. Foram investigadas duas camadas de solo, adotando-se a avaliação de parâmetros químicos e seus derivados, em dois períodos de amostragem, ou seja, a condição deste no início e final do ciclo de cultivo sob fertirrigação com o efluente tratado.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Ciclo do Nitrogênio

No meio ambiente, natural ou antropizado (urbanizado ou civilizado), o nitrogênio (N) apresenta-se em diversas formas moleculares, por equilíbrio dinâmico entre a litosfera e a hidrosfera, variando por formas livres e imobilizadas. A variação do seu estado de oxidação, entre (-3) e (+5), lhe confere a capacidade de associação com diferentes compostos, tornando-o essencial à vida, como o elemento constituinte de proteínas, mais abundante na atmosfera, correspondendo a 78% dos gases. No entanto, é na litosfera que o seu conteúdo é mais expressivo, correspondendo a 98% nos solos, material orgânico, fósseis, rochas e sedimentos (PHILIPS, 2008; MATOS, 2007; e MARTINS et al., 2003).

Indispensável para o crescimento e desenvolvimento vegetal por meio da síntese de aminoácidos pode, no entanto, provocar efeitos de eutrofização dos corpos hídricos proporcionando proliferação excessiva de algas e microrganismos, quando presente no ambiente com outros nutrientes como fósforo (P) (TEIXEIRA, 2014; PHILIPS, 2008; e IAMAMOTO, 2006).

Nesse sentido, o conhecimento das transições entre as formas orgânicas e inorgânicas dos compostos nitrogenados, bem como dos fatores ambientais intervenientes nas reações, é importante para delimitar estratégias de potencialização do seu uso e minimização dos riscos de contaminação do meio ambiente, possibilitando, ainda, a identificação do estágio em que se encontra a poluição.

Em ambientes aquáticos e também no solo, o nitrogênio é encontrado nas formas moleculares do nitrogênio ( $N_2$ ), como constituinte de material orgânico suspenso e/ou dissolvido, nitrogênio inorgânico amoniacal ( $N-NH_4$ ), nitrito ( $N-NO_2$ ) ou nitrato ( $N-NO_3$ ) (MATOS, 2007; e MARTINS et al., 2003).

O aporte do nitrogênio no sistema solo pode ocorrer por fontes naturais, principalmente pela fixação biológica por grupos específicos de bactérias associadas a espécies vegetais, mas também proveniente da atmosfera, por descargas elétricas durante tempestades, e na forma de constituintes ácidos de chuvas, em locais com grandes emissões de gases tóxicos compostos por N. No entanto, as atividades humanas são as maiores promotoras da entrada do nitrogênio, como o crescimento da produção de fertilizantes e suas aplicações massivas na agricultura, os criatórios de animais confinados e os grandes volumes de efluentes brutos e tratados despejados.

Atividades industriais, agropecuárias e domésticas produzem rejeitos com concentrações elevadas de N orgânico (proteínas e ureia), encontrados nos resíduos animais e vegetais, que rapidamente mudam suas formas moleculares pelo processo natural de decomposição, resultando, quando em meio aquoso, em uma solução rica predominantemente em N amoniacal.

O ciclo do N, tanto no solo quanto na água, é regido por processos bioquímicos semelhantes, totalmente dependentes de vias metabólicas bacterianas, das concentrações de outros elementos no meio, e de fatores ambientais, principalmente a temperatura, o oxigênio dissolvido (OD) ou teor de água, o material carbonáceo orgânico/inorgânico, o pH, e a alcalinidade. Tais processos podem ocorrer a partir de quaisquer das formas moleculares de N, desde que, no ambiente, os grupos bacterianos responsáveis pela rota e os teores de cada nutriente estejam presentes em equilíbrio adequado para favorecimento das reações.

Entretanto, devido à já mencionada composição predominantemente amoniacal dos resíduos das atividades humanas, para fins desta apresentação do ciclo do N, será considerada, como ponto de partida, a hidrólise e mineralização do material orgânico constituinte, seguida, portanto, da clássica apresentação das vias de nitrificação e de desnitrificação (SEZERINO, 2006).

A decomposição do material orgânico, realizada por bactérias hidrolíticas que liberam em água N-NH<sub>4</sub> (amonificação), pode, em função dos níveis de pH e temperatura, apresentar-se nas formas amônia livre ou não ionizada (NH<sub>3</sub>) e íon amônio “fixado” (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). O primeiro é mais tóxico, porém altamente volátil e perdido rapidamente para a atmosfera, enquanto o segundo irá sofrer transformações consecutivas por processos de oxidação ou redução, com as variadas formas moleculares resultantes gerando diferentes subprodutos (TEIXEIRA, 2014). A taxa ótima de amonificação ocorre em faixa de pH entre 6,5 e 8,5 e, quando próximo à neutralidade, ainda favorecerá o surgimento de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e íons hidroxila (OH<sup>-</sup>), que irão afetar a acidez do meio.

O balanço das formas amoniacais, de acordo com o apresentado por Philips (2008), ocorre em função do pH, na faixa de pH (8,5 – 9,0), aproximadamente 50% encontra-se de forma livre e 50% de forma diluída, e que, à medida que a alcalinidade do meio eleva-se, o equilíbrio tende para aumentar a concentração da forma livre, aumentando, por consequência, a perda por difusão para a atmosfera; esta, em pH acima de 9,5, é praticamente toda perdida por volatilização. De forma contrária, a concentração da forma mais tóxica aumenta à medida que se reduz o pH e, em pH abaixo de 8,0, encontra-se “estabilizada” no meio.

A via metabólica que se processa a seguir é a de oxidação do conteúdo amoniacal com forte dependência da quantidade de OD, intermediada por grupos bacterianos que consomem e catabolizam o N para o desenvolvimento de suas colônias/lodo: a nitrificação.

A nitrificação ou oxidação do amônio em zona aeróbia é um processo quimioautotrófico que ocorre em etapas, por meio de duas reações independentes que utilizam diferentes doses do OD como substrato de partida, nas quais o produto da primeira reação é utilizado como substrato na segunda reação, quais sejam a nitritação e a nitratação (SEZERINO, 2006).

Os gêneros de bactérias envolvidas no processo utilizam, a partir do carbono orgânico contido no meio/efluente, o CO<sub>2</sub> e os bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), como fonte para síntese celular, e o OD no meio como aceptor de elétrons, liberando íons H<sup>+</sup> no meio (PHILIPS, 2008). Esse processo tende a consumir, portanto, a alcalinidade ou conteúdo de CaCO<sub>3</sub> - cerca de 7,14 mg CaCO<sub>3</sub> por mg N-NH<sub>4</sub> oxidado - e, caso este não esteja disponível, pode tornar o meio ácido; para a oxidação completa do N amoniacal a N nitrito e a N nitrato, respectivamente, faz-se necessário, ainda, o consumo de aproximadamente 3,2 mg OD e 1,1 mg OD em cada etapa da nitrificação (IAMAMOTO, 2006). Nesse sentido, Teixeira (2014) cita que, em culturas de bactérias no lodo, os organismos nitrificantes aumentaram proporcionalmente ao aumento da relação N/DQO. De acordo, ainda, com Iamamoto (2006) baseado na discussão proposta por MetCalf & Eddy (1991), a habilidade em nitrificar é dependente da relação DBO/NTK (nitrogênio total Kjeldhal) e o processo é classificado como Combinado de Nitrificação e Oxidação de Carbono, quando o valor da razão supera 5, assim como somente de processo de Nitrificação para valores abaixo de 3.

A nitritação é o processo em que, por meio de bactérias do gênero *Nitrosomonas*, o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é convertido a NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Na nitratação em sequência, principalmente favorecida por bactéria do gênero das *Nitrobacter*, as quais utilizam o NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, e em presença de OD em menor quantidade, o conteúdo de N é transformado a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (IAMAMOTO, 2006).

A nitrificação completa é uma reação de ocorrência condicionada a ambientes aeróbios e a literatura apresenta valores de pH de máxima eficiência do processo variando entre 7,5 e 8,6; caso não ocorra o controle deste, o meio pode se tornar excessivamente ácido, o que pode levar à redução ou até à inibição do processo, visto que as bactérias envolvidas, principalmente as *Nitrosomonas*, são sensíveis a elevados conteúdos de NH<sub>3</sub>. É nesse sentido que sistemas de tratamentos de efluentes utilizam, como fonte de alcalinidade, a adição de cal, visando a manutenção deste índice acima de 50 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> (IAMAMOTO, 2006).

O processo de nitrificação ainda é influenciado pelas variações de temperatura, sendo a faixa ideal encontrada entre (25 – 35 °C). No entanto, os gêneros de bactérias envolvidos apresentam faixas ótimas diferentes, sendo que a segunda fase pode ter a cinética reduzida por decréscimos na temperatura, o que pode acarretar um aumento na concentração de NO<sub>2</sub>, tornando o meio tóxico para muitos microrganismos (SEZERINO, 2006).

Em via contrária à nitrificação, a desnitrificação é uma reação de redução das formas nitrogenadas inorgânicas, para cuja ocorrência o meio deve ser anaeróbico ou com conteúdo de OD próximo a zero e anóxico (presença de elevadas concentrações de NO<sub>2</sub> e NO<sub>3</sub>). Nesse processo, bactérias quimioheterotróficas utilizam o oxigênio das moléculas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ou NO<sub>2</sub><sup>-</sup> como receptor final de elétrons para respiração, resultando na liberação de gases no meio, como óxido nítrico (N<sub>2</sub>O) ou óxido nitroso (NO), quando o pH ultrapassa 9,0 e, se for completa, de N<sub>2</sub>, sendo esta a principal via de saída de N do meio (PELLISSARI, 2013; e SEZERINO, 2006).

O processo de desnitrificação é altamente sensível à concentração de OD no meio, pois as bactérias envolvidas têm preferência por O<sub>2</sub> para sua respiração, devido ao rendimento energético proporcionado para o crescimento celular e, como consequência à sua disponibilidade no meio, seu sistema enzimático possa ser inibido. Não sendo controlado, a comunidade bacteriana pode deixar de consumir o N disponível no meio (TEIXEIRA, 2014). Essas ainda utilizam o carbono orgânico disponível no meio, na forma de biofilme e material dissolvido como fonte de energia, o que tende a elevar o pH do meio por produção de alcalinidade. Para uma máxima taxa de consumo do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, o pH deve ser mantido entre 7,0 e 8,0. No processo de desnitrificação, de acordo com Henz et al. (1997), citado por Yamamoto (2006), a relação C/N ótima está em torno de 4 a 5 kg DBO/kg N, quando utilizado carbono orgânico de águas residuárias e a produção adequada de alcalinidade é de 1 equivalente grama por mol de N consumido.

Dentre os gêneros de bactérias associados ao processo de desnitrificação, as de ocorrência mais importante nos solos e em meio aquático são, respectivamente, as *Micrococcus* e *Pseudomonas* e as *Pseudomonas* e *Aeromonas* (TEIXEIRA, 2014).

Inicialmente, acreditava-se que a nitrificação/desnitrificação era conduzida por bactérias estritamente aeróbias/anaeróbias, respectivamente, o que, por tempos, fez com que alguns resultados de pesquisa ficassem sem conclusões, e estes atribuídos a problemas operacionais de “curto circuito”. No entanto, com a evolução tecnológica dos métodos de avaliação foram descobertas bactérias mutagênicas e novas enzimas capazes de transformar as formas moleculares a partir de substratos inesperados, sob diferentes condições ambientais (TEIXEIRA, 2014; e PHILIPS, 2008).

Mulder et al. (1995) confirmaram, então, a possibilidade de ocorrência simultânea dos processos de nitrificação e desnitrificação em um mesmo ambiente, por meio de novos grupos bacterianos (PHILIPS, 2008). De acordo com Teixeira (2014), citando Koren et al. (2000), esses processos podem ocorrer em sequência de desnitrificação após a nitrificação e ao inverso, de nitrificação após desnitrificação. Destacam os autores, ainda, a vantagem do consumo de carbono orgânico residual do efluente na desnitrificação, como uma alternativa à adição externa de carbono na forma mais comumente empregada de metanol, que é observada na combinação de desnitrificação seguida da nitrificação e de remoção de componentes que poderiam ser tóxicos aos microrganismos nitrificantes.

A evolução do conhecimento acerca das vias metabólicas de ocorrência no ciclo do nitrogênio, conhecido como “Novos processos”, foi possível a partir do desenvolvimento dos novos conceitos de desnitrificação aeróbia e nitrificação heterotrófica, ou seja, sobre a oxidação anaeróbia do N amoniacal por novos gêneros específicos de bactérias e a desnitrificação por nitrificantes autotróficas (TEIXEIRA, 2014).

Uma das configurações de reatores com a finalidade de se alcançar uma maior remoção dos compostos nitrogenados de AR, combina o processo SHARON (reator único de alta taxa de remoção de amônia via nitrito) de curta nitrificação até nitrito, onde seriam economizados energia, e doadores de elétrons para posteriormente a desnitrificação ocorrer a partir do  $\text{NO}_2^-$ . Na prática, no entanto, a indução da nitrificação incompleta é difícil, devido à velocidade de crescimento das *Nitrobacter* e *Nitrosomonas*, uma vez que, influenciadas pela temperatura, ocorre uma rápida conversão do nitrito a nitrato. Esse crescimento pode ser conseguido fazendo-se a manutenção da temperatura acima de 28 °C, o que iria “lavar” as *Nitrobacter* dos reatores, antes destes poderem completar a redução do nitrito a nitrato (TEIXEIRA, 2014).

Em outro processo, conhecido atualmente como oxidação anaeróbica de amônia (ANAMMOX), descoberto em um reator de desnitrificação, uma flora bacteriana capaz de reduzir simultaneamente amônio e nitrito em condições anaeróbicas, por planctomicetos da espécie *Candidatus Brocadia*, por meio da enzima hidroxilamina oxidorreductase. Este grupo, produz biomassa a partir do  $\text{CO}_2$ , sem a dependência externa de DQO. Ou seja, um processo autotrófico obtendo os aceptores de elétrons necessários do nitrito e do amônio e convertendo o conteúdo de N diretamente a  $\text{N}_2$  porém cerca de 20% do conteúdo amoniacal e nitrito são convertidos a nitrato, de acordo com Strous et al. (1998). As bactérias ANAMMOX são reversivelmente inibidas por OD, acima de 0,5% de saturação de ar e, nestas condições, podem produzir  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{NO}$ ; o seu desenvolvimento ideal ocorre em pH variando de 6,4 a 8,3 e temperatura entre 20 °C e 43 °C.

A descarga descontrolada de efluentes em corpos hídricos e no solo, bem como a intensificação da agricultura e dos seus aportes de adubos inorgânicos, são as principais vias de entrada de N no sistema solo-água-plantas, que vêm causando um desbalanço no ciclo de nitrogênio na biosfera. Diversos efeitos deletérios ao meio ambiente estão associados à entrada de resíduos compostos por nitrogênio.

Em água, pode-se ressaltar as reduções nas concentrações de OD e a proliferação de organismos, como algas e macrófitas, além da liberação de substâncias que venham a se tornar tóxicas em determinadas concentrações e um conseqüente risco à saúde pública. Nos solos, o aporte de N é normalmente associado ao risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, intensificado por ação de chuvas e irrigações, que contribuem para a remoção via escoamento superficial, com carreamento de material particulado e lixiviação/percolação, contribuindo para o movimento do nitrogênio no perfil do solo (MATOS, 2007).

A amônia é altamente tóxica para organismos aquáticos, podendo, em teores acima de  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ , causar a morte de algumas espécies de peixes, além da redução dos teores de OD, devido à acentuada demanda no processo de sua oxidação biológica. No solo, de acordo com Teixeira (2014), o amônio pode ter as partículas adsorvidas aos minerais; no entanto, em condições de umidade e presença de oxigênio poderá se converter à forma aniônica, devido à rápida degradação e mineralização do material orgânico.

Quando o nitrogênio é associado ao P e a outros nutrientes, conforme já comentado anteriormente, pode ocorrer o fenômeno conhecido por eutrofização, proporcionando um crescimento rápido dos microrganismos aquáticos, tendo por conseqüência a redução do OD que, após a morte destes, se sedimentam concorrendo para aumento da quantidade de material orgânico no fundo do corpo d'água (TEIXEIRA, 2014; e IAMAMOTO, 2006).

No organismo de mamíferos, as formas oxidadas  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$  podem ser reduzidas no trato digestivo, tornando-se tóxicas e, ao combinarem-se com outras substâncias, podem se tornar patogênicas a humanos, inclusive (IAMAMOTO, 2006). O Nitrito associado a aminoácidos pode formar substâncias cancerígenas, como no caso da nitrosamina e esta, se combinada com a hemoglobina, assim como o nitrato, pode tornar a metahemoglobina incapaz de transportar oxigênio no sangue e, por incidência em recém-nascidos, provocar a



chamada síndrome do bebê azul. Registros apontam para ocorrência da doença em águas cujo teor de  $\text{N-NO}_3^-$  ultrapassava  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo este ainda o limite máximo para águas de consumo (TEIXEIRA, 2014; e IAMAMOTO, 2006).

A mobilidade do nitrogênio no solo é motivo de preocupação e interesse em muitos estudos, pois, em condições de solos altamente eletronegativos, caso seja suplantada a capacidade de absorção pelas culturas, este, na forma aniônica, pode ser praticamente todo perdido por lixiviação e percolação para zonas além da capacidade de exploração do sistema radicular das culturas (MATOS, 2007).

A legislação atual estabelece limites quanto aos teores de compostos nitrogenados, tanto para os efluentes que serão lançados em ambiente aquático, quanto para classificação da qualidade da água em corpos receptores. No entanto, atualmente ainda não existe no Brasil uma legislação específica para regulamentação dos limites para lançamento no solo. Encontram-se apenas classes de enquadramento das águas servidas para irrigação em seus diversos usos.

Apesar de uma série de fatores de risco associados ao lançamento de efluentes com altas concentrações de material orgânico, o desenvolvimento de tecnologias seguras no que diz respeito à liberação de nitrogênio no ambiente, pode tornar a prática uma maneira de potencializar o uso dos resíduos/nutrientes na agricultura. Esses, quando aplicados no momento correto em áreas com explorações vegetais, podem ser aproveitados pelas culturas de interesse, que deverão fazer sua extração pelo sistema radicular, com consequente imobilização nos constituintes e exportação do ciclo biogeoquímico do nutriente (MATOS, 2007).

O aproveitamento de águas residuárias (AR) via fertirrigação vem ganhando espaço como técnica de disposição controlada em solos e como alternativa ao lançamento direto em corpos receptores. Essa técnica preconiza o máximo aproveitamento do resíduo, a partir do balanço entre a demanda para uma máxima produtividade, a disponibilidade no ambiente (solo) e os teores existentes nas AR; determina-se uma taxa de aplicação ( $TA_{AR}$ ) baseada em um nutriente de referência, onde este será aquele que irá satisfazer a demanda nutricional na menor  $TA_{AR}$ , sem que se elevem os teores originalmente contidos no meio (MATOS, 2007).

Entretanto, devido à intensa demanda de N pelas culturas de interesse comercial, a grande parte dos solos brasileiros serem deficientes em outros nutrientes (K e P) e a exclusivamente o P ser um elemento pouco móvel nos solos, a maior atenção é dada à entrada de N em suas diversas formas orgânica/inorgânica.

É nesse sentido que muito esforço e energia vêm sendo consumidos para identificação do método/processo mais adequado de tratamento de efluentes, visando tornar as formas nitrogenadas prontamente assimiláveis pelas plantas e reduzi-las a níveis em que as maiores  $TA_{AR}$  sejam possíveis nas mais diversas condições ambientais.

### **2.1.1 Tratamento de águas residuárias orgânicas**

No que diz respeito aos sistemas de tratamento de efluentes, estes podem ser concebidos com etapas químicas, físicas e biológicas nas mais diversas associações de estruturas, para se alcançar os limites desejados de remoção, seja de carga orgânica ou seja de concentração de nutrientes, principalmente o N. É crescente o interesse por se encontrar uma alternativa que contemple o menor consumo de energia por equipamentos eletromecânicos, a menor dependência por fontes químicas auxiliares para completarem os ciclos de tratamento e o menor volume de subprodutos, tais como o lodo proveniente de etapas físicas e sistemas aeróbios convencionais.

Sistemas de tratamento de efluentes por efeito biológico são, portanto, bem enquadrados nos requisitos de interesse, porém apresentam variações quanto à satisfação

completa dos mesmos, diferenciando-se essencialmente entre aeróbios e anaeróbios para atendimento das necessidades respiratórias dos microrganismos envolvidos em cada etapa do processo, de maneira a acelerar e intensificar a decomposição natural dos resíduos.

Resumidamente, tratamentos aeróbios consistem na obtenção mais rápida de degradação e estabilização da matéria orgânica biodegradável por meio do metabolismo de oxidação e síntese celular. Essa forma de tratamento é altamente dependente de energia, para homogeneização constante entre a massa bacteriana e o efluente; nela são utilizados agitadores e ainda aeradores para manutenção dos teores de OD acima de  $4 \text{ mg.L}^{-1}$ . Muito eficiente em termos de conversão do conteúdo de N amoniacal e redução da carga orgânica convertida a  $\text{CO}_2$ , chega, no entanto, a produzir de 30% até 50% da carga em biomassa microbiana, o lodo (VON SPERLING, 1997).

Nos sistemas anaeróbios para tratamento de AR, a digestão dos compostos orgânicos é processada através da associação de diferentes grupos de microrganismos, em ausência de oxigênio molecular, removendo/reduzindo a demanda química de oxigênio (DQO) transformada a metano ( $\text{CH}_4$ ) e  $\text{CO}_2$  na fase líquida, com conseqüente formação de cerca de até 15% de lodo excedente. Godoy Junior (2010), comenta que, em reatores anaeróbios, a produção de lodo excedente é cerca de 25% menor do que em sistemas aeróbios, e que a transformação da matéria orgânica a  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  pode alcançar até 50%; apresenta a eficiência de remoção de DBO/DQO entre (65 a 85%) como satisfatória; e sustenta que o uso destes tratamentos em regiões de clima quente proporciona remoção de carga orgânica e sólidos em suspensão, e que a ocorrência de nitrificação é inevitável.

O mesmo autor ressalta que, por meio de sistemas combinados anaeróbios com aeróbios, a produção de lodo residual chega a ser 70% menor e que destes processos podem ser obtidos biofertilizantes de qualidade, no que é reforçado por afirmativa de Pucci e Giovannelli (1998), *apud* Silva (2007), ao apresentar as vantagens da combinação de alagados construídos de fluxo vertical com fluxo horizontal, de que o efluente gerado venha a ser um fertilizante rico em “material orgânico puro”, e este ser adequado à fertilização de culturas agrícolas. De acordo também com Vilas Bôas (2013), sistemas de tratamento anaeróbio favorecem o reciclo/aproveitamento de nutrientes (N e P) em atividades agrícolas, na forma de biofertilizantes.

Nesses sistemas de tratamento, procura-se fornecer as condições naturais ideais para acelerar o processo de digestão, mantendo-se a disponibilidade de alimento/nutrientes e o contato entre a biomassa bacteriana e o efluente a ser tratado, além de se controlar as condições operacionais como pH, temperatura, níveis de OD e ausência de substâncias tóxicas. As configurações, em relação à disposição dos microrganismos, variam entre aquelas em que fornecem meio suporte para aderência e crescimento do biofilme ou aquelas em que ocorre a separação entre a fase líquida e a sólida, compondo uma manta de lodo no fundo da estrutura, proveniente da floculação entre as bactérias e o material a ser digerido. De maneira geral, a característica do lodo quanto à desidratabilidade é melhor nessa segunda condição de tratamento, devido ao seu adensamento (GODOY JUNIOR, 2010).

Visando, portanto, uma inovação nos sistemas descentralizados de tratamento de AR com elevadas carga orgânica e concentração de N, vale dizer que em unidades que proporcionem mecanismos físicos e biológicos através da associação entre as estruturas hidráulicas, os meios de suporte, o regime de escoamento e as condições ambientais, a utilização de “reatores naturais” tem se apresentado como alternativa. Em particular, os sistemas com alagados construídos (SAC) são unidades que se beneficiam das associações naturais entre substratos (meio suporte), microrganismos, vegetais e condições climáticas (PELLISSARI, 2013).

As possibilidades construtivas de configuração de um AC, quanto a direção de fluxo e frequência de aplicação da AR, irão influenciar/favorecer diretamente os processos de

transformação/remoção de N do efluente. Essas unidades naturais de depuração dos efluentes proporcionam efeitos relativos a adsorção, sedimentação/decantação, filtração física e biológica, digestão anaeróbica, oxidação/redução biológica e absorção (VYMAZAL, 2007).

Em um AC de fluxo vertical (FV) é predominante a condição de aerobiose, proporcionada pelo período entre as sucessivas aplicações do efluente sobre superfície, alternando o conteúdo de umidade de saturação a próximo da capacidade de campo (COOPER et al., 1996). À medida que o conteúdo de água avança coluna abaixo, ocorre a variação dos níveis de OD, então favorecendo o processo de amonificação do material orgânico retido nos primeiros centímetros do substrato e, por consequência natural, a nitrificação (PELISSARI, 2013; e SEZERINO, 2006).

Já no caso de um AC de fluxo subsuperficial horizontal (FH), onde a oscilação do nível de umidade é praticamente nula, tendo entrada e saída do efluente aproximadamente niveladas, as condições de oxigenação são consideravelmente reduzidas, proporcionando condições para desnitrificação, ou seja, anaerobiose e anoxia (PELISSARI, 2013). No entanto, de acordo com Giafferis (2011), o sistema radicular de algumas macrófitas possui uma estrutura conhecida como aerênquima, que proporcionam uma zona micro aerada, e nesta pequena camada pode se ter ocorrência de nitrificação (PELISSARI, 2013; e SAEED & SUN, 2012).

Outro responsável pelos processos em um ACFH, comum em sistemas de tratamento com meio suporte aderido do tipo biofiltro, é constituído de microrganismos aderidos, normalmente a pedras ou materiais inertes, que formam um filme biológico ou biofilme (SEZERINO, 2006). O biofilme é constituído por aglomerados de colônias bacterianas, de uma ou mais espécies, aderidas em uma superfície (GIAFFERIS, 2011). Por resposta às condições ambientais, como oferta de alimento, as colônias iniciam seu desenvolvimento sobre a superfície, e por ali permanecem enquanto as condições forem favoráveis. Já foram observadas formações de estruturas de “limo” que desempenham o papel de proteção deste biofilme (VYMAZAL, 2007; e BRIX, 1997).

O início do desenvolvimento do biofilme se processa pela adsorção do material orgânico à superfície, dependendo esta da disponibilidade de cargas positivas e sendo a camada inicial orgânica pré-requisito para o estabelecimento das colônias, que, posteriormente, irão iniciar a colonização pelas áreas mais rugosas, com tendência de crescimento e acúmulo, até o ponto em que o desprendimento parcial de manutenção do estado estacionário de espessura é alcançado (SEZERINO, 2006).

Em sistemas com meio suporte, o espessamento do biofilme pode proporcionar a coexistência de microrganismos aeróbios e anaeróbios, pois este é usualmente superior ao diâmetro de flocos em sistemas de crescimento disperso. Na “periferia” do biofilme, ocorre uma “zona mais aerada” nitrificante onde o material orgânico é degradado (Gray, 1990 *apud* IAMAMOTO, 2006), enquanto que, no centro do biofilme (ou camada mais interna do filme), o oxigênio é escasso, por ser totalmente consumido antes que alcance a superfície suporte, proporcionando a condição para o desenvolvimento dos anaeróbios e desnitrificantes, adequada, portanto, ao desenvolvimento de uma zona anóxica (TEIXEIRA, 2014). Como é o caso, de acordo com Philips (2008), citando o processo CANON com biodiscos, no qual são combinadas a nitrificação parcial e anammox para remoção de amônio.

Iamamoto (2006), discutindo os novos processos de remoção de nitrogênio, especificamente para alcançar a nitrificação e desnitrificação simultâneas, afirma existir uma relação física entre a espessura do biofilme formado e a difusividade do oxigênio entre a parte mais externa e o centro das comunidades bacterianas, e que a velocidade de nitrificação equivalente à de desnitrificação será obtida quando o OD estiver próximo de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ; comenta, ainda, que este processo é efetivo em manter o pH neutro, considerando que é ideal

para os microrganismos nitrificantes estar entre 7,6 e 8,6, e que, para os desnitrificantes, estar entre 7 e 8.

## 2.2 Aspectos Sanitários

A crescente pressão pela utilização dos recursos hídricos, principalmente no que diz respeito às fontes de água para sistemas de irrigação, vem aumentando a necessidade de captação em corpos d'água com qualidade inferior, visto que, em uma ordem de prioridade de utilização, primeiro estão as fontes para o abastecimento humano (água potável), seguidas do consumo para indústrias e, por fim, o consumo para irrigação agrícola. Nesse sentido, os perímetros irrigados vêm sendo obrigados a utilizar fontes alternativas de águas superficiais, em que, muitas das vezes, estas são as mesmas receptoras de esgotamento sanitário *in natura* de áreas sem atendimento por sistemas de coleta e tratamento ou, ainda, aquelas que recebem despejos de estações de tratamento de esgotos urbanos e agroindustriais (HESPANHOL, 2002).

No que diz respeito à qualidade sanitária das águas de irrigação, ou até mesmo à disposição final de efluentes no solo, deve ser levado em consideração o risco potencial de contaminação do meio ambiente como um todo, associado à presença de organismos patogênicos causadores de toxinfecções. Em função da sua origem e do quadro clínico das populações contribuintes/atendidas, os efluentes sanitários, as águas residuárias de criatórios animais e algumas águas superficiais podem conter bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus causadores de problemas para a saúde humana (DAMASCENO, 2015).

Com base nos riscos potenciais de utilização de águas biologicamente contaminadas, portanto, a prática de disposição de efluentes/águas residuárias (AR) deve seguir padrões estabelecidos pela legislação vigente para a prevenção do risco: de contaminação da população, seja pelo contato direto dos operadores dos sistemas de distribuição e trabalhadores nas áreas de disposição, seja pela contaminação de produtos alimentícios que venham a ser contaminados e consumidos pela população; de contaminação do solo, decorrente de escoamento superficial e carreamento dos contaminantes para as coleções de águas superficiais; e de contaminação provocada pelo uso de aerossóis, que pode resultar no transporte de organismos potencialmente patogênicos das áreas de disposição/reúso por ação dos ventos (SOUZA et al. 2011).

Por sua vez, a seleção de indicadores representativos na identificação da contaminação microbiológica resultante da presença material de origem fecal deve atender a uma série de requisitos que possibilitem a quantificação eficiente dos principais agentes causadores de problemas, vale dizer, a identificação rápida e economicamente acessível de grupos de microrganismos de interesse na saúde pública por parte dos órgãos de fiscalização, mas também por parte dos responsáveis pelas práticas de disposição/reúso. Dentre o grupo de indicadores, estes podem ser agrupados, segundo Dantas (2015): entre os que não oferecem risco direto à saúde, como os de contagem padrão de mesófilos, psicotróficos e termófilos; e entre os de risco baixo ou indireto a saúde, como os de contagem de coliformes totais, coliformes fecais, enterococos, enterobactérias totais e *Escherichia coli*.

Entretanto, os organismos que melhor cumprem esse papel, de acordo com Bastos et al. (2002), são as bactérias dos grupos Coliformes: definidas classicamente como Coliformes Totais (CT), estas apresentam formas de bacilos, gram-negativas, aeróbias ou anaeróbias facultativas e de fermentadores de lactose com produção de gás a (35-37 °C); e os Coliformes Fecais, também denominados por Termotolerantes (CTermo), que fermentam a lactose a 45 °C em até 24 horas, constituem o grupo em que se encontra a *E.coli*, um grupo mundialmente reconhecido pelos quadros de gastroenterites agudas e diarreias crônicas em crianças (FARIAS, 2000). Como esse grupo de bactérias normalmente habita o trato intestinal de animais de sangue quente, estas geralmente indicam na água a contaminação por fezes

(MATTOS, 2003). Conclui-se, portanto, de acordo com Damasceno (2015), que quanto maior for sua população em águas, maiores as chances de ocorrência de organismos patogênicos.

Em específico, alguns gêneros de bactérias do grupo Gram-Negativos merecem atenção especial, por estarem associados ao alto índice de mortalidade: as *Salmonellas*, das quais atualmente já são conhecidos mais de 2.300 sorotipos. De acordo com Farias (2000), são anaeróbias facultativas, que infectam indistintamente homens e animais. Algumas, porém, são adaptadas ao homem, responsáveis pelo quadro de febre tifóide e paratifóide, sendo estas, respectivamente, a *S.typhi* e a *S.paratyphi* (A e B), que podem levar a quadros de septicemias por febre prolongada e entérica. Dentre os sorotipos adaptados, específicos aos problemas em criatórios animais, incluem-se, por exemplo, as responsáveis por abortos em ovelhas e sérias infecções em aves: a *S.abortusovis* e a *S.gallinarum*. A salmonelose, por seu turno, geralmente é contraída pela ingestão de alimentos de origem animal, como carne bovina, carne de aves, ovos e leite, no entanto vegetais contaminados com esterco podem acarretar na transmissão.

Esse gênero de bactérias é também fortemente associado às águas de irrigação de baixa qualidade na agricultura, sendo, portanto, extremamente recomendável a sua avaliação no caso de irrigação de hortaliças/verduras, principalmente em regiões endêmicas, no Brasil, como em Campina Grande, na Paraíba. No Chile, a propósito, a irrigação com esgotos foi proibida para culturas consumidas cruas, como tomate, alface e repolho, após surtos de febre tifóide em Santiago (RAZOLLINI, 2003).

Ainda de acordo com Razollini (2003), estudos quanto à presença do grupo de CTermo, em particular da *E.coli*, são de extrema relevância pois, além de indicar contaminação de origem fecal, este agente etiológico, causa de surtos veiculados por alimentos contaminados, pode causar diarreia sanguinolenta com fortes dores abdominais, com quadros bastante severos. O sorotipo *E.coli* O157 é o de associação a humanos mais frequentemente relacionado à qualidade sanitária das águas, mas, apesar da sua importância, as suas características epidemiológicas não estão totalmente elucidadas; no entanto, alguns aspectos foram mencionados no trabalho do referido autor, como o de atingir crianças até 10 anos e idosos e ser transmitido por águas e alimentos contaminados.

Razollini (2003) ressaltou, ainda, que o principal reservatório destas bactérias é o trato intestinal do gado e de ovelhas, mas que podem colonizar outros animais e aparecerem nas fezes destes em grandes quantidades e que, portanto, os riscos de contaminação são altos, visto que a dose infectante é baixa (de 10 – 100 organismos no caso da cepa VTEC O157), no que foi corroborado por Abreu et al. (2010), o qual ainda acrescentou que o trato intestinal daqueles ruminantes é o reservatório das cepas enterohemorrágicas de *E.coli* (H7 e NM), incriminadas em surtos em frutas, vegetais, sucos, maionese industrializada e diversos tipos de saladas.

De acordo com Dantas (2015), em suma, os principais agentes de contaminação em alimentos são bacterianos, entre os quais se destacam os agentes *Salmonella spp*, *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Shigella spp*, *Bacillus cereus* e *Clostridium perfringens*.

Como consequência, a legislação brasileira atual, apesar de não possuir uma normativa específica relacionada ao reúso na agricultura e disposição final no solo, por meio da CONAMA 357/2005 alterada pela 430/2011, regulamenta a qualidade de efluentes destinados ao lançamento em corpo receptor, sem que o mesmo altere sua classe, e neste o limite mais restritivo é para Classe 1 cujo CTermo  $\leq 1000 \text{ UFC.100mL}^{-1}$ ; a RDC 12/2001 da ANVISA, que apresenta os valores-teto para alguns indicadores de contaminação em alimentos/hortaliças consumidos crus, raízes e tubérculos descascados ou não, sejam eles: CTermo  $\leq 10^2 \text{ NMP.g}^{-1}$  e *Salmonella sp* ausente em 25g do alimento ; e no caso específico de sistemas orgânicos de produção agropecuário a IN 64/2008, complementa a Lei 10.831 de

2003, no qual todo material, proveniente de resíduos animais, a ser utilizado na fertilização de lavouras, deve ser biologicamente estabilizado.

De acordo com Balbani e Butugan (2001), no entanto, apesar da normatização adequada de controle sanitário de alimentos no Brasil, ainda faltam ações fiscalizadoras dos órgãos municipais e estaduais de vigilância sanitária em ambientes de produção, comercialização e conservação de alimentos diversos e a parcela da população mais afetada pela insuficiência de fiscalização é a dos que acabam por optar pelo consumo de alimentos mais baratos e porventura de menor qualidade, com maior contaminação.

De fato, a persistência desses organismos no ambiente é dependente de vários fatores, e sua sobrevivência estará diretamente relacionada com as condições de umidade dos solos, temperatura e pH da água, incidência de radiação solar, a presença de competição com outras formas de microrganismos (no solo e nas águas) e a eficiência de remoção das populações potencialmente patogênicas; nos alimentos, com a atividade da água, as características da superfície lisa/rugosa favorecendo a aderência, e o pH do alimento. E segundo Balbani e Butugan (2001), a persistência ou aumento da contaminação dos alimentos é influenciada, em parte, pelo uso de antimicrobianos para auxiliar na engorda de animais (aves e suínos) que, apesar dos aspectos positivos, tem sido responsável pela emergência de cepas resistentes de bactérias patogênicas, como a *Salmonella thyphimurium*.

Razollini (2003) ressalta que a *E.coli*, das cepas patogênicas ou não, pode sobreviver em água a baixas temperaturas por vários dias e que, após 35 dias, o seu decaimento foi verificado em cerca de 5 unidades log sob temperatura de 20 °C, porém persistindo, por até 70 dias, entre 3 e 5 unidades a 5 °C.

As *Salmonellas*, apesar de apresentarem forte resistência às adversidades ambientais, sofrem com algumas condições que parecem desfavorecer a sua persistência, mas multiplicam-se dentro e fora de seus hospedeiros; em face, no entanto, da alta concentração de nutrientes em solos, especialmente os irrigados com AR, e de certas condições de temperatura e umidade no meio, podem multiplicar-se em microhabitats anaeróbios de lagoas e possivelmente crescerem no meio ambiente (RAZOLLINI, 2003; DANTAS, 2015). Essas bactérias podem multiplicar-se sob temperaturas no intervalo (7-50 °C), e são apontadas por surtos em alimentos com alto teor de umidade e alta percentagem de proteína (YAMAGUCHI et al. 2013). Desse modo, a contaminação por *Salmonella* pode ocorrer não só no ambiente de produção, pelos adubos utilizados, mas, de acordo com Abreu et al. (2010), o risco é também associado: à colheita, pela falta de higiene dos profissionais envolvidos; ao ambiente de processamento; e às sucessivas manipulações e comercialização de produtos alimentícios.

Nesse contexto, podem ser considerados vários estudos dedicados aos temas da gestão dos aspectos sanitários relativos às implicações do uso de AR na agricultura.

De acordo com Souza et al. (2011), citando Beard (1940), a sobrevivência da *Salmonella* nos solos está diretamente relacionada ao teor/retenção de umidade e à exposição à radiação solar. Em solos arenosos em período seco, a persistência das bactérias foi de 4 a 7 dias, enquanto que em solos argilosos foi superior a 42 dias; para todos os solos estudados, em geral a persistência para a *S.typhosa* foi maior nos períodos chuvosos, nos quais também a exposição a solos ácidos reduz a persistência no meio, quando comparado a solos alcalinos. Ainda de acordo com os autores, as bactérias apresentam maior resistência em solos do que na superfície de vegetais, devido à maior exposição aos raios solares.

Fonseca et al. (2000), discorrendo sobre a persistência de organismos patogênicos, afirmaram que, em culturas fertirrigadas com esgoto doméstico, os coliformes fecais nas folhas dos vegetais, sob temperatura ambiente variando entre 20 e 30 °C, é usualmente menor que 15 dias, porém podendo alcançar 30 dias; no entanto, os autores ressaltam que a sobrevivência destes organismos é dependente da variação das condições climáticas, tipos de solo, e concentrações na AR. Os autores ainda mencionaram que a Organização Mundial da

Saúde (OMS) sugere que, para forrageiras destinadas à alimentação animal, seja respeitado um período de carência de 15 dias após a última aplicação do efluente.

Bevilacqua & Bastos (2009), discutindo os aspectos sanitários de utilização de esgotos sanitários para a produção de alimentos para os animais, ressaltaram: que a técnica de disposição controlada nos solos como promissora, por constituir-se, em si mesma, de uma forma de tratamento do efluente, pelo escoamento superficial associado à cobertura vegetal (produção de biomassa), bem como aos sistemas de alagados construídos (SAC); que estas técnicas, que oferecem a interação entre o meio suporte, o crescimento vegetal e o desenvolvimento microbiológico, podem reduzir os níveis populacionais dos organismos potencialmente patogênicos; e que estas técnicas, quando associadas às atividades agropecuárias, podem oferecer outros benefícios como fontes de nutrientes e de reposição do húmus no solo, resultando em uma redução de custos com a potabilização da água/efluente.

Ainda segundo os mesmos autores, a utilização de esgotos sanitários na produção vegetal ou animal somente resultará em risco real para a população, caso os organismos patogênicos alcancem o meio ambiente em doses equivalentes à infectante, ou caso os mesmos multipliquem-se, atingindo esta dose, sendo necessário, ainda, que estes alcancem um hospedeiro e que esta infecção venha a resultar em doença ou transmissão posterior. No entanto, em águas residuárias provenientes de criatórios animais, qualquer organismo patogênico presente, representa significado epidemiológico (BASTOS et al. 2002). Necessitando, portanto, para que a reutilização de seus resíduos em áreas destinadas produção de alimentos à população, ocorra de maneira segura, os mesmos passem por sistemas de tratamentos que possam reduzir ou eliminar a carga microbiológica potencialmente prejudicial a saúde.

Para Souza et al. (2011), merece destaque a técnica de disposição de água no solo como forma de tratamento de esgoto sanitários em regiões áridas. Essa técnica utiliza o sistema solo-planta-microrganismos em combinação com a radiação solar para a depuração dos resíduos e goza da possibilidade de ganhos econômicos a partir da utilização da AR também como fertilizante. Os autores avaliaram a contaminação do perfil do solo por esgoto sanitário não-tratado, com respeito à adoção de sistema de irrigação por gotejamento em área cultivada com cafeeiros. Foram avaliadas amostras de solo em três profundidades - 0,10m, 0,30m e 1,0m, tomando-se a quantificação de *E.coli* como indicador: um dia após a aplicação dos tratamentos, não foram encontrados níveis considerados inadequados, mesmo para o tratamento de máxima dose de efluente. Associando este resultado à ação de raios ultravioleta, bastante eficaz na eliminação destes microrganismos, concluíram que a contaminação do solo não oferece risco ao homem, e que houve ausência de contaminação a 1,0m de profundidade.

Para Costa et al. (2003), sistemas de alagados construídos (SACs) apresentam-se como técnicas promissoras na redução da contaminação microbiológica de AR, destacando os efeitos da decantação, predatismo e competição com outros organismos, causados pelo efeito do biofilme aderido ao substrato e às raízes, e ainda o possível efeito bactericida de algumas substâncias exsudadas pelo sistema radicular das macrófitas. Em experimento conduzido pelos autores em alagados construídos cultivados com táboa com 10 dias de detenção hidráulica (TDH), onde avaliaram o decaimento de coliformes fecais, foi alcançada redução acentuada deste tipo de contaminação microbiológica de AR após sete meses de operação.

Outra técnica de tratamento de efluentes sanitários, avaliada por Lima et al. (2005), que pode proporcionar recurso com qualidade microbiológica adequada à irrigação de hortaliças, é composta por reatores do tipo UASB seguidos por lagoas de polimento. De acordo com os autores, o sistema de tratamento implantado em propriedade rural na Lagoa Seca-PB proporcionou qualidade sanitária satisfatória e adequada para o cultivo de alface irrigado manualmente. Ressaltaram, no entanto, que o efluente proveniente de decantador primário não atende a qualidade desejada para culturas de consumo *in natura*, e, portanto,

deve ser destinado a culturas industriais (cerealíferas e algodão), de menor ou nenhum manuseio.

Barros et al. (2003) avaliaram a eficiência do tratamento de AR proveniente da suinocultura para posterior aplicação por incorporação em diferentes tipos de solos de preenchimento de lisímetros, por meio de simulações de lagoas de estabilização com diferentes TDH. De acordo com os autores, é esperado que o efeito de filtração e ação de outros microrganismos presentes no solo sejam os principais fatores de remoção microbiológica, principalmente nas camadas mais superficiais, onde as condições aeróbias de degradação são mais intensas. Com base nos resultados obtidos, os autores concluíram que os efeitos proporcionados pelos distintos TDH foram efetivos em reduzir a contaminação bacteriana, mas apresentaram-se ainda inadequados para reutilização na irrigação de algumas culturas, necessitando, portanto, de uma etapa complementar, sugerida pelos autores como de incorporação em solos de textura média.

Sousa et al. (2006) monitoraram, por 12 meses, um sistema de pós-tratamento de esgoto sanitário visando o reúso do efluente tratado, com base no seu desempenho em remoção de organismos patogênicos. Os autores compararam os efeitos proporcionados por um sistema de leitos cultivados com taboa, um filtro anaeróbio e uma lagoa rasa de polimento, após um reator UASB, utilizando a determinação de coliformes termotolerantes (CTermo) e ovos de helmintos como indicadores de contaminação. Concluíram a propósito que, adotando-se TDH igual a 7 dias (para o filtro anaeróbio e leito vegetado), o efluente de ambas estruturas não atendeu os padrões para presença de CTermo, enquanto que a lagoa de polimento com TDH igual a 15 dias foi suficiente para eliminar a presença de ovos de helmintos e reduzir a carga de CTermo abaixo de 1000 UFC.mL<sup>-1</sup>.

Segundo Queluz et al. (2015), a procura por sistemas de tratamentos/desinfecção por efeitos físicos para efluentes sanitários e AR destinados ao reúso, ao invés dos consagrados métodos químicos como a cloração, se dá principalmente por força dos efeitos residuais passíveis de ocorrência no caso de águas com presença de material orgânico, que podem formar subprodutos cancerígenos; os autores apontam, ainda, que algumas alternativas de desinfecção por processo fotoquímico são normalmente dispendiosas, consomem muita energia, dependem de mão de obra especializada e, portanto, não são aplicáveis a propriedades rurais, que visem o reúso na agricultura. Nesse sentido, a utilização de sistemas de lagoas em série e a utilização de radiação solar podem ser promissores.

Carvalho et al. (1999) apresentaram os resultados obtidos em monitoramento de um sistema de tratamento de esgoto sanitário, constituído por cinco lagoas em série: uma anaeróbia, seguida por uma facultativa e três de maturação. Entre outros parâmetros, foi avaliada a inativação de microrganismos por determinação dos coliformes totais que, a partir da lagoa facultativa, já havia alcançado remoção de 4 ordens de grandeza, tendo sido atribuído o elevado TDH à baixa carga orgânica aplicada e às condições climáticas local (Maracanaú-CE).

Santos et al. (2006) também avaliaram a eficiência de um sistema de tratamento de esgoto sanitário visando o reúso no cultivo de quiabo na cidade de Campina Grande-PB. No experimento, os autores compararam a utilização dos efluentes provenientes de um reator UASB, uma lagoa de polimento e um leito de brita e adotaram a investigação de CTermo e ovos de helmintos como parâmetros. No decorrer do trabalho foi constatado: que o UASB sozinho não proporciona índices satisfatórios de remoção de organismos patogênicos, não devendo, portanto, ser utilizado para irrigação; que, no entanto, já era observada remoção de até 3 unidades log de CTermo e eliminação total de ovos de vermes intestinais a partir do leito de brita; e que a lagoa de polimento foi capaz de tornar o efluente tratado adequado para irrigação irrestrita, no que diz respeito à presença de CTermo.



De acordo com Paterniani et al. (2005), a eficiência da desinfecção solar está associada à temperatura e ao tempo de exposição que são proporcionados à água, sendo necessário o mínimo de 50 °C por 6 horas para a inativação de coliformes totais; no entanto, os autores testaram concentradores de radiação solar, que resultaram em eliminação de 100% de coliformes totais e *E.coli* em apenas 4 horas, ao atingirem 70 °C. Nessa temperatura, segundo os autores, o efeito foi de pasteurização solar da água, o qual inativou 100% dos organismos, e a retomada do seu crescimento não ocorreu após 24 horas. Concluíram, ainda, que a utilização desses concentradores proporcionou a potabilização da água para consumo.

O mecanismo de inativação dos microrganismos sujeitos à radiação UV é provocado pelo dano ao seu material genético, rompendo as pontes de hidrogênio do DNA e resultando em perda da função biológica, inclusive da capacidade de reprodução, ou seja, em que mesmo que alguns sobrevivam, não consigam se multiplicar (QUELUZ et al., 2015). No entanto, os autores citaram, com base em revisão bibliográfica, que, apesar da inativação após exposição solar, *Salmonellas* apresentaram retomada de crescimento a partir de 72 horas. Para tanto, eles ainda testaram o aperfeiçoamento de um reator com base de concreto, com formato de tronco cônico invertido e composto por três reatores de coloração diferente (branco, preto fosco e concreto), onde alcançaram níveis adequados ao reúso agrícola de esgoto doméstico tratado, porém demandando período superior a três dias quando sujeito a algumas condições de nebulosidade e recomendando novos estudos para aprimoramento da técnica e redução dos tempos de exposição.

Por sua vez, estudo realizado por Abreu et al. (2010) avaliou a qualidade microbiológica de alfices sob adubação química e orgânica por meio da quantificação de *E.coli* e *Salmonella sp* por meio de experimento no qual utilizou esterco bovino, húmus de minhoca e esterco de galinha como fonte de nutrientes. Apesar de características típicas de presença de *Salmonella* nas amostras sob esterco bovino e de galinha, não foi observada contaminação proveniente de qualquer tratamento. No entanto, constatou-se neste experimento que 100% das amostras de água para irrigação estavam contaminadas por CTermo e, visto que o sistema de irrigação utilizado foi por aspersão convencional, concluiu-se que foi este o veículo de contaminação em todos os tratamentos avaliados, condenando 13,3% do produto colhido no referido trabalho. Os autores ressaltaram, ainda, a melhora significativa das características físicas e químicas do solo por meio da incorporação dos resíduos orgânicos e que esta proporcionou a obtenção de maiores produtividades.

Juchen et al. (2013) avaliaram a técnica de reúso por meio de irrigação por gotejamento no cultivo de alface, sob aplicação de água residuária de frigorífico e laticínios para o fornecimento das doses de nitrogênio e, dentre os aspectos sanitários avaliados (CT, CF e *salmonella*), o produto final obtido apresentou-se com níveis de CT abaixo dos permitidos pela legislação para o grupo de hortaliças consumidas cruas, apesar dos valores detectados na AR estarem acima do estabelecido como seguro (1.500 NMP.100 g<sup>-1</sup>, recomendando, portanto, que propriedades rurais que desejem praticar o reúso planejado de AR desta qualidade utilizem sistemas de irrigação localizada para aplicação no solo.

Entretanto, apesar das diversas técnicas e suas respectivas eficiências, não devem ser nunca descartadas as recomendações quanto à sanitização dos produtos pelo consumidor final, sejam eles restaurantes, unidades de beneficiamento ou residências.

Nesse sentido, diversos trabalhos testaram o uso de soluções caseiras, como o uso de detergentes, vinagre e suco de limão diluídos, e a clássica água sanitária entre outras, que podem eliminar resíduos de contaminações por microrganismos. Dentre eles, destacam-se o de Costa et al. (2012), que eliminaram CTermo e *Salmonellas* de alfices provenientes de cultivo orgânico e convencional por meio do uso de detergente e hipoclorito de cálcio em imersão por 15 minutos; e, ainda, o trabalho conduzido por Paradela et al. (2006) com o objetivo de testar soluções caseiras para a desinfestação/descontaminação da beterraba

produzida sob água residuária de suinocultura que, após a colheita, apresentava índices inadequados para culturas de contato direto com o efluente, e cujo resultado, após os tratamentos com 20 minutos de imersão com suco de limão diluído, ou água sanitária, ou vinagre comercial, foi de que os tubérculos apresentaram-se adequados ao consumo sem riscos para o consumidor.

## **CAPÍTULO I**

# **AVALIAÇÃO DE UMA UNIDADE PILOTO DE TRATAMENTO (UPT) PARA ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE LEITE (ARB)**

## 1 RESUMO

Com o objetivo de caracterizar e avaliar um sistema de tratamento de água residuária de bovinocultura de leite (ARB), foi implantada a unidade piloto de tratamento (UPT) no SIPA, composta pelas seguintes etapas: uma esterqueira (P1) com 7,8 m<sup>3</sup>, já existente no local; um tanque séptico (P2) com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6,67 dias; um conjunto de filtros biológicos anaeróbios (P3), sendo um de fluxo ascendente com meio filtrante composto por uma coluna de 0,60 m de brita #1 (P3.1) com TDH de 2 dias, e outro de fluxo descendente (P3.2), preenchido com conduíte picado e TDH de 0,18 dias. A partir do conjunto de filtros, a ARB era submetida ao sistema de alagados construídos (SAC's) de fluxo horizontal subsuperficial em duas Rotas (1 e 2) paralelas, por meio de uma caixa divisora de vazão: na rota 1 passando pelo SAC 1 cultivado com a Taboa (*Typha domingensis*), e na rota 2 passando pelo SAC 2 cultivado com o capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Os SAC's foram submetidos a mesma quantidade de efluente diariamente, com TDH de 2,14 dias. Foi instalado após cada SAC um reservatório de 1,0 m<sup>3</sup>, com a finalidade de recolher e quantificar o volume efluente, visto que dentre as etapas da UPT, esta é única que sofre variação entre os volumes de entrada e saída em virtude da evapotranspiração dos leitos cultivados. Para avaliação das etapas de tratamento, foram realizadas campanhas quinzenais para coleta de amostras dos efluentes, as quais foram iniciadas: no P1 em 03/2015; em P2 01/2016; no P3 em 03/2015; no SAC 1 em 05/2016; e no SAC 2 em 03/2015, todas conduzidas até 10/2016. Os resultados do monitoramento, em valores absolutos, foram avaliados por meio dos medianos e coeficientes de variação, e comparados por meio do teste não-paramétrico Kruskal Wallis seguido pelo teste Student Newman Keuls. A partir das diferenças dos resultados entre cada etapa foi calculada a eficiência de tratamento para cada parâmetro avaliado. Por meio do monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos caracterizou-se a ARB bruta acumulada em P1. A fim de verificar a influência na remoção de nutrientes da ARB pelo Vetiver, este foi submetido a sete ciclos de recrescimento/corte, em que por meio de cortes da parte aérea (24/11/2015, 13/01/2016, 13/03/2016, 14/05/2016, 13/07/2016, 12/09/2016 e 27/01/2017), realizou-se a estimativa de produtividade (t.ha<sup>-1</sup>); em quatro amostras compostas, a determinação da matéria seca após secagem em estufa por 72 horas e avaliação nutricional do capim. Constatou-se que a capacidade de extração de nutrientes pelo Vetiver foi influenciada pela época do ano, em virtude do fotoperíodo e da insolação no leito cultivado. Conclui-se que a UPT, concebida por meio da associação de estruturas complementares para o tratamento, proporciona satisfatória estabilização da ARB para incorporação em lavouras como biofertilizante, com menor demanda de área e sem consumo de energia elétrica e insumos.

**Palavras-chave:** Tratamento Biológico. Alagado Construído. Vetiver. Fertilizante Alternativo.

## 2 ABSTRACT

With the objective of characterize and evaluate a dairy cattle wastewater (DCWW) treatment system, was implemented the pilot treatment unit (PTU) in the AIPS, composed of the following steps: a dung pit (P1), already existing in place, with 7.8m<sup>3</sup>; a septic tank (P2) with 6.67 days hydraulic detention time (HDT); a set of anaerobic biological filters (P3), being an upflow filter composed with a column of filter media with 0.60m of crushed stone #1 (P3.1), with 2 days HDT, and another with downward flow (P3.2), filled with chopped conduit and 0.18 days of HDT. From the filter set, the DCWW was submitted to the constructed wetland system (CWS) of horizontal subsurface flow on two parallel Routes (1 and 2), by means of a flow rate divider box: in route 1 passing through the CWS 1 cultivated with Typha (*Typha domingensis*), and in route 2 passing through the CWS 2 cultivated with Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). The CWS's were submitted to the same amount of effluent daily, with 2.14 days of TDH. It was installed after each CWS a of 1,0m<sup>3</sup> reservoir, with the purpose of collecting and quantifying the effluent volume, since among the PTU stages, this is the only that suffers variation between inlet and outlet volumes due to the evapotranspiration of the cultivated beds. To evaluate the treatment steps, biweekly campaigns were carried out to collect effluent samples, which were initiated: in P1 on 03/2015; in P2 01/2016; in P3 on 03/2015; in CWS 1 on 05/2016; and in CWS 2 on 03/2015, all conducted until 10/2016. The results of monitoring, in absolute values, were evaluated by means of the medians and variation coefficients, and compared by means of Kruskal Wallis non-parametric test followed by the Student Newmann Keuls test. From the differences of results between each step was calculated the treatment efficiency for each parameter evaluated. Through the monitoring of the physical-chemical and microbiological parameters was characterized the raw DCWW accumulated in P1. In order to verify the influence on the removal of nutrients from DCWW by the Vetiver, this was submitted to seven regrowth/cut cycles, in which by means of pruning of the aerial part (24/11/2015, 13/01/2016, 13/03/2016, 14/05/2016, 13/07/2016, 12/09/2016 e 27/01/2017), was performed the estimated yeld (t.ha<sup>-1</sup>), weighing the whole cut fresh mass; in four composite samples, the determination of dry matter after 72 hours in a drying oven and nutritional evaluation of the grass. It was found that the capacity of Vetiver to extract nutrients was influenced by period of the year, due to photoperiod and insolation in the cultivated bed. It is concluded that the PTU, conceived through the association of complementary structures for the treatment, allows satisfactory stabilization of DCWW for incorporation in crops as biofertilizer, with less area demand and without consumption of electric energy and inputs.

**Keywords:** Biological Treatment. Constructed Wetland. Vetiver. Alternative Fertilizer.

### 3 INTRODUÇÃO

Em sistemas de produção agropecuários, principalmente em unidades de confinamento animal, os resíduos/efluentes líquidos produzidos, tanto pela quantidade quanto qualidade, constituem-se em um grande gargalo para adequação às normas inerentes a questão ambiental. Os dejetos produzidos por um rebanho leiteiro, os quais são removidos das instalações por meio de lavagens diárias, apresentam-se como desafio para produtores e responsáveis técnicos, sobre como tratar e/ou dispor num ambiente, muitas vezes com área útil limitada para depuração.

Os excrementos coletados a partir da lavagem do piso das salas de ordenha e currais de espera apresentam material sólido previamente digerido, grande quantidade de microrganismos, teores elevados de nutrientes, dentre eles destacando-se os níveis de potássio, formas nitrogenadas, fósforo, cálcio, magnésio e sódio, além de micronutrientes e traços de material gorduroso proveniente do leite das vacas. Em virtude da sanitização das instalações e das fontes de alimentação de cada sistema de manejo, representam um risco potencial de salinização do solo adjacente.

Entretanto, devido a sua composição, apresentam potencial para substituição de fertilizantes convencionais e utilização como fonte de adubo orgânico. Para tanto, se faz necessária a estabilização do efluente por meio de sistemas de tratamento, de maneira a reduzir o impacto das altas cargas de nutrientes, matéria orgânica e populações de microrganismos patogênicos.

Técnicas convencionais de tratamento de efluentes, sejam elas do tipo físico-químicas ou biológicas, com ou sem dispositivos eletromecânicos, usualmente elevam os custos operacionais e demandam técnicos habilitados, o quê em inúmeras situações inviabiliza a atividade produtiva de maneira geral, ou torna a escolha das técnicas exclusivamente uma questão econômica.

Métodos alternativos, que proporcionem reduzido custo de implantação e operação, por meio da adaptação de estruturas, de fácil aquisição ou construção, tornam-se um incentivo a mais aos potenciais poluidores. Ainda, associados à geração de fontes alternativas de recurso hídrico, biofertilizante e fonte de matéria orgânica, tendem a se tornar aliados aos agricultores e órgãos ambientais.

A associação de estruturas por meio de reservatórios de polietileno, pode proporcionar um sistema de tratamento sequencial, em que cada etapa pode ser inserida com a finalidade de depurar um tipo de contaminante: sejam elas pela decantação e desnatação, como os tanques sépticos; e a filtração física/biológica por meio de filtros anaeróbios. Contudo, apesar da reconhecida eficiência destas etapas, normalmente não são suficientemente adequadas à remoção de nutrientes dissolvidos e microrganismos patogênicos e, portanto, demandam etapa complementar de polimento.

Neste sentido, os sistemas alagados construídos (SAC's) cultivados, proporcionam fixação de colônias de microrganismos que podem consumir a matéria orgânica e transformar a carga nitrogenada, e por meio de cortes da parte aérea das plantas remover nutrientes. Estes sistemas podem funcionar por diferentes regimes de escoamento, sejam de fluxo vertical ou horizontal, e sua seleção dependente das características do afluente e o propósito para o seu tratamento. O substrato utilizado no preenchimento dos leitos, apesar da capacidade finita, é capaz de remover alguns elementos por adsorção ao material. Pode-se esperar ainda, que ocorra competição entre os microrganismos patogênicos provenientes do resíduo e os estabelecidos no leito, de maneira a reduzir o impacto de sua utilização como biofertilizante.

O objetivo principal deste estudo é avaliar uma unidade piloto de tratamento (UPT) de água residuária de bovinocultura (ARB) em sistema orgânico de produção por meio das eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Os objetivos específicos do estudo são:

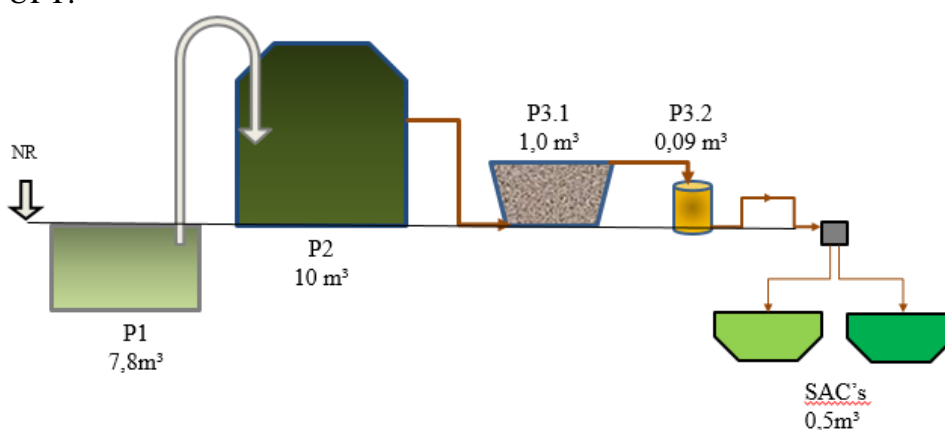
- Avaliar a associação de um tanque séptico e filtros biológicos como etapas de tratamento precedendo o sistema alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial (SAC's);
  - avaliar o desempenho de dois SAC's paralelos, um cultivado com o capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) e o outro cultivado com a Taboa (*Typha domingensis*), quanto a remoção/estabilização dos contaminantes da ARB;
  - avaliar a capacidade de remoção da carga orgânica da ARB após cada etapa de tratamento na UPT; e
  - avaliar a associação das estruturas/etapas para tratamento da ARB visando a disposição final em sistema orgânico de produção.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização do Experimento

A unidade piloto de tratamento (UPT) de efluentes foi instalada na área do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também conhecido como “Fazendinha Agroecológica km 47”. O SIPA é fruto de um convênio entre a EMBRAPA Agrobiologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO – RIO), cuja área é caracterizada como um espaço destinado à experimentação agroecológica.

A unidade piloto de tratamento (UPT) da ARB, é constituído por: esterqueira (P1); tanque séptico (P2); filtro biológico de fluxo ascendente (P3.1), filtro biológico de fluxo descendente (P3.2); dois leitos cultivados de fluxo horizontal subsuperficial, sendo um cultivado com taboa e outro com capim vetiver. Na Figura 1, é apresentado um fluxograma das etapas da UPT.



**Figura 1** - Fluxograma da UPT instalada no SIPA, composta por: P1 – esterqueira; P2 – tanque séptico; P3.1 – filtro de fluxo ascendente; P3.2 – filtro de fluxo descendente; e SAC's – leitos cultivados com taboa e com capim vetiver.

Neste trabalho, utilizou-se a água residuária de bovinocultura de leite (ARB), obtida a partir da lavagem do curral do SIPA, desta a caracterização da ARB foi realizada no “Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes (LMAI)” do Departamento de Engenharia da UFRRJ, e complementada por laudos de amostras enviadas periodicamente a laboratório credenciado pelo órgão ambiental regional, GREEN BRASIL Serviços Ambientais, seguindo-se as recomendações contidas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

### 4.2 Etapas da UPT

#### 4.2.1 Pré tratamento

A esterqueira (P1), apresentada na Figura 2A, originalmente existente na área do SIPA, consiste de um reservatório em alvenaria e concreto armado, com um volume total de 7,80 m<sup>3</sup>, proporcionados por 2,80 m de lados, e profundidade de 1,0 m; cuja função é receber a água residuária proveniente do setor de bovinocultura de leite, interceptada por canaletas, na sala de ordenha, no curral de espera e bezerreiro; a partir desta interceptação, o efluente escoava por gravidade até este reservatório. Neste percurso a ARB escoava por uma tubulação de PVC 150 mm (linha de esgotamento sanitário), por trechos interligados por caixas de passagem/vistoria, e que entre o piso do curral e topo da esterqueira, apresenta desnível aproximado de 3,0 m.



Neste ponto (P1), a ARB é bombeada para um tanque séptico (P2), por um conjunto moto-bomba SCHNEIDER BCA 1,5 cv, adequado ao recalque de fluido com particulado suspenso, de rotor semiaberto. A tubulação de sucção instalada neste bombeamento, recebeu uma proteção, com a finalidade de atuar como um crivo, composta por tela agrícola, mais telado e mais externamente uma camada de sombrite, conforme apresentado na Figura 2B. E a válvula de pé, foi instalada a 0,30 m do fundo deste reservatório, que por consequência permanecia à 0,70 m em relação a bomba.



**Figura 2** - (A) Esterqueira (P1) para acúmulo da ARB produzida no SIPA; e (B) bombeamento instalado em P1 com proteção da tubulação de sucção.

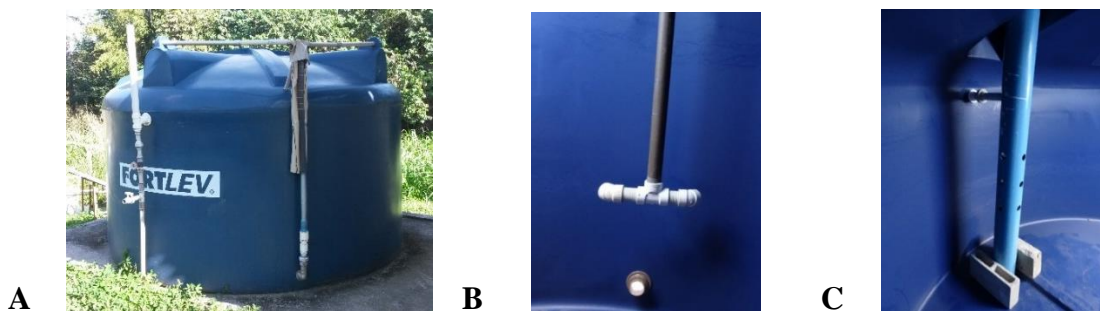
Utilizou-se como tanque séptico (P2), com a finalidade de equalizar as características físico-químicas da ARB, assim como para retenção de sólidos em suspensão, desnatação de (O & G) e degradação inicial da matéria orgânica (TRAVIS et al., 2012), como apresentado na Figura 3A, um reservatório de polietileno, cujas dimensões principais eram de: volume total de 10,0 m<sup>3</sup>, 2,78 m de diâmetro e 1,93 m de altura. A instalação e início da operação deste ocorreu em junho de 2015.

Neste, a alimentação, realizada de maneira forçada/bombeada a partir de P1, ocorria por tubulação de PVC (linha predial roscável) com diâmetro nominal de 1,5”, que no interior de P2 era direcionada as laterais, por meio de curvas de 45° contra as paredes do reservatório, na altura de 0,60 m em relação ao fundo, apresentado na Figura 3B, cuja finalidade era de reduzir a turbulência provocada pelo bombeamento, assim como a ressuspensão dos sólidos decantados.

Como saída da etapa P2, para encaminhar o efluente aos filtros biológicos (P3), utilizou-se no interior deste, a mesma tubulação de alimentação (PVC – 1,5”), com a entrada direcionada ao fundo do reservatório, com altura em relação ao fundo de 1,50 m; este tubo proporcionava a variação máxima de 0,30 m no nível de efluente no interior de P2. Ao verter para fora de P2, a tubulação (1,5”) é reduzida para um tubo de 32 mm (linha predial soldável).

De maneira a reduzir o arraste de sólidos, do interior de P2 para P3, na tubulação de saída, foi instalada uma tubulação concêntrica, externa, de PVC (linha soldável de irrigação: PN 80, e DN 300 mm), conforme Figura 3C, com 12 perfurações simétricas, de diâmetro equivalente a 1,5”, e concentradas entre os níveis, de acima cerca de 0,10 m das extremidades de alimentação e abaixo cerca de 0,10 m da entrada da tubulação de descarga. O controle do fluxo de saída de P2 era realizado por meio de uma válvula de gaveta (1,0”).

Foi instalado ainda, de maneira a permitir o controle operacional da UPT, em P2, uma mangueira transparente com diâmetro de 50 mm, com graduações a cada 50 L, na faixa entre os níveis máximo e mínimo de variação (1,50 m<sup>3</sup>) no interior de P2, acoplada a estrutura por meio de uma flange a 0,20 m em relação ao fundo. A partir de P2, o efluente seguia por gravidade para P3.



**Figura 3** - (A) Tanque séptico (P2) com tubulação de saída e mangueira para controle do nível interno; (B) detalhe interno, da distribuição de efluente; e (C) proteção da tubulação de saída de P2, por tubo de 300 mm.

#### 4.2.2 Tratamento primário

Os filtros biológicos anaeróbios (P3) (Figura 4A), um de fluxo ascendente (P3.1) constituído por reservatório de polietileno com capacidade de 1,0 m<sup>3</sup>, na qual foi instalado um fundo falso a 0,10 m de altura em relação ao fundo, por meio de chapas de alumínio armadas com ferro de 5 mm, com perfurações de 1/2", e apoiada sobre blocos de concreto, em que por meio de uma malha de tubulação (PVC 32 mm, predial soldável), uniformemente perfurada (furos de 8 mm) distribuía o efluente proveniente de P2. Na Figura 4B, é apresentada a tubulação de distribuição da ARB em P3.1, entre os blocos de apoio do fundo falso.

Acima da chapa perfurada, utilizou-se como meio suporte/filtrante, uma coluna de pedra britada #1, com 0,60 m de altura, e acima desta permanecia um nível constante de cerca de 0,12 m. Na saída deste filtro, utilizou-se uma barreira com finalidade de conter os sobrenadantes, constituída por uma bandeja de isopor (do tipo utilizada para produção de mudas de hortaliças), protegendo a entrada de uma tubulação única (PVC 32 mm, predial soldável), cujo detalhe é apresentado na Figura 4C.

Ressalta-se que P3.1, foi submetido ao fluxo de ARB, desde a implantação da primeira configuração da UPT, onde em março de 2014 foi iniciada sua operação.

A descarga de (P3.1) era direcionada, por meio da tubulação de 32 mm, ao filtro biológico anaeróbio de fluxo descendente (P3.2), em que este foi concebido a partir de um reservatório de polietileno com capacidade de 90 L, e sua alimentação era realizada a partir da superfície; no preenchimento deste, utilizou-se como material filtrante conduíte corrugado de PVC de 3/4", picados (Figura 4D), e este foi acomodado entre camadas de 0,05 m de brita #1.



**Figura 4** - (A) conjunto de filtros biológicos; (B) tubulação de distribuição do efluente de P2, no fundo falso de P3.1; (C) barreira flutuante de proteção da saída de P3.1; (D) conduítes corrugados picados como recheio utilizado em P3.2.

De maneira a proporcionar nível constante de 0,40 m no interior deste, na descarga, por meio de tubulação de 32 mm, com um único ponto centralizado no fundo do filtro, com uma tubulação ascendente, com um ponto de incidência de pressão atmosférica, antes de ser conduzida através desta mesma tubulação para a etapa seguinte, os SAC's.

### 4.2.3 Tratamento secundário / polimento

De forma a proporcionar vazões idênticas de efluente para os SAC's, foi instalado uma caixa metálica com dois vertedores idênticos, conforme é apresentado na Figura 5A, a partir dos quais, seguiam por tubulações independentes de 32 mm, com controles por meio de válvulas de esfera.

Como sistema de alagado construído (SAC 1 e SAC 2), os leitos foram construídos em alvenaria, em trechos de 4,0 m para cada SAC, de um canal trapezoidal desativado, cuja seção transversal útil do SAC apresentava (1,20 m x 0,50 m x 0,35 m), respectivamente a base maior, base menor e altura útil. Os leitos foram preenchidos por 0,35 m de brita #1, como material suporte/filtrante, e acima desta adicionada uma camada de 0,05 m de areia lavada, com a finalidade de estabelecimento inicial do sistema radicular das plantas (taboa e capim vetiver).

O canal utilizado, para implantação dos leitos, recebeu impermeabilização por meio de Geomembrana SANSUY, de PVC com 2 mm de espessura e com geotêxtil na face externa (Figura 5B). A aplicação do efluente foi realizada por meio de tubulação janelada (furos de 5 mm), superficialmente paralela a seção transversal, no início do trecho impermeabilizado, acima 0,10 m do material filtrante.

Na Figura 5C, apresenta-se os leitos cultivados com taboa e com o capim vetiver, já em fase de operação.

A descarga de cada um dos SAC's, era realizada a partir de uma única saída, por meio de uma tubulação de PVC (predial roscável) 1,0", a 0,05 m do fundo de cada leito; esta, visando o controle do nível de efluente no interior do SAC, era interligada a uma mangueira de 1,0" (Figura 5D).

A partir das mangueiras de controle do nível interno, por meio de uma tubulação de PVC (predial roscável) 1,0", o efluente tratado por cada leito, era conduzido a um reservatório de polietileno de 1,0 m<sup>3</sup>, graduado a cada 20 L, com a finalidade de determinar a diferença entre a vazão afluyente e efluente, afim de se determinar a influência da evapotranspiração das culturas.



**Figura 5** - (A) caixa divisora de vazão; (B) leito impermeabilizado e com material suporte/filtrante; (C) SAC's com taboa e capim vetiver; (D) mangueiras para o controle do nível internos dos SAC's.

Cada SAC foi dimensionado, em função da área e vazão de efluente disponíveis, e para tanto, por meio da Equação 01 a seguir, considerando-se o escoamento de fluido em meio poroso saturado, e adotando-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,5 dias, considerado como o TDH médio necessário para o tratamento, por meio de leitos cultivados de fluxo horizontal subsuperficial, em que objetiva-se a redução de carga orgânica e das concentrações de nutrientes (BRASIL et al., 2005; MATOS, 2006).

$$TDH = \frac{V_{SAC} \cdot \epsilon}{Q_a} \quad (01)$$

em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

$V_{SAC}$  = volume total do leito cultivado (m<sup>3</sup>);

$Q_a$  = vazão afluyente do sistema (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>); e

$\epsilon$  = macroporosidade do substrato adotado ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ ).

**a) Taboa (SAC 1)**

No SAC 1, a espécie cultivada, a taboa (*Typha domingensis*), foi implementada por meio de propágulos espaçados uniformemente (Figura 6A), sendo que estes foram obtidos em um lago próximo a área do SIPA, também pertencente a EMBRAPA.

Realizou-se o plantio das mudas em 27/05/2016 (9 meses após a implantação do capim vetiver no SAC 2), cujo adensamento dos propágulos seguiu a distribuição de 20 plantas a cada  $1,2 \text{ m}^2$ , semelhante ao realizado por (SEZERINO 2006; e PELISSARI et al. 2014). Na Figura 6B, é apresentada a taboa em pleno crescimento aos 5 meses após o plantio.



**A**



**B**

**Figura 6** - (A) mudas da taboa distribuídas no SAC 1 após o plantio; e (B) taboa em crescimento, 5 meses após o plantio.

**b) Capim vetiver (SAC 2)**

No SAC 2, a espécie cultivada, o vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), uma gramínea perene, foi implementado por meio de propágulos espaçados uniformemente. O mesmo foi submetido a aplicação de efluente imediatamente após o plantio.

Inicialmente, em junho de 2014, foram implantadas 200 mudas de vetiver espaçadas em  $0,12 \text{ m} \times 0,20 \text{ m}$ , ao qual permaneceram no leito até 08 de agosto de 2015, sob aplicação diária de efluente, desde o momento do plantio. No entanto, as plantas inicialmente implantadas, foram substituídas por propágulos obtidos a partir das mesmas, e neste momento o plantio de 114 mudas seguiram o espaçamento de  $0,20 \text{ m} \times 0,20 \text{ m}$ , e assim como no primeiro plantio submetidas a aplicação imediata de efluente.

Nas plantas implantadas após a substituição das mudas (08/2015), foram conduzidas podas em diferentes datas, em que as mesmas foram cortadas a  $0,20 \text{ m}$  a partir da superfície do substrato, sendo estas, visando proporcionar ciclos médios de recrescimento de 60 dias, realizadas nas datas: 24/11/2015 (ciclo de 102 dias); 13/01/2016 (ciclo de 50 dias); 13/03/2016 (ciclo de 60 dias); 14/05/2016 (ciclo de 62 dias); 13/07/2016 (ciclo de 60 dias); 12/09/2016 (ciclo de 61 dias); e 27/01/2017 (ciclo de 137 dias).

Destes ciclos, destaca-se que o 1º corte apresentou ciclo de 102 dias, adotado para homogeneização do estande de plantas; e, assim como para o último corte, cujo ciclo proporcionado foi de 137 dias, o objetivo foi de avaliar a retomada do comportamento de crescimento das plantas no período de maior insolação.

Apresenta-se na Figura 7A, o capim vetiver utilizado para obtenção das mudas para o replantio, na Figura 7B as mudas do vetiver após a reimplantação no SAC 2, e na Figura 7C, o sistema radicular do vetiver da periferia interna do SAC, cujo crescimento foi facilitado pela lona impermeabilizante do leito, no momento da substituição das mudas.



**Figura 7** - (A) capim vetiver em pleno crescimento antes do replantio; (B) mudas de vetiver distribuídas no SAC 2; e (C) sistema radicular do vetiver antes do replantio.

### 4.3 Caracterização da ARB

O monitoramento das características do efluente foi realizada continuamente desde o início da operação da UPT, por meio de diversos pontos de coleta de amostras instalados, um após cada estrutura de tratamento.

Na caracterização do efluente foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), cor, turbidez, sólidos suspensos totais (SST), óleos e graxas (O & G), óleos vegetais (O.veg), gordura animal (G.ani), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), razão DQO/DBO, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrogênio nítrico (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrogênio total Kjeldhal (NTK), fósforo (P), sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), calculada a razão de adsorção de sódio (RAS), Coliformes termotolerantes (C.Termo), contagem de *E.coli* e *Salmonella sp.*

### 4.4 Frequência de Monitoramento das Etapas da UPT

Para caracterização da ARB produzida pelo curral do SIPA, bem como para avaliação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, foram utilizados os dados obtidos pelo monitoramento a partir da data de replantio do capim vetiver (08/2015), em que estas foram coletadas nos pontos: P1, P2, P3 e SAC 2. Desta forma, ao longo do período experimental, realizou-se a amostragem nas distintas etapas da UPT a cada 15 dias. O SAC 1, cultivado com a taboa, em virtude da data de implementação do cultivo (27/05/2016), iniciou-se o monitoramento da qualidade do efluente apenas em 06/2016.

### 4.5 Eficiências (%) das Etapas de Tratamento na UPT

#### 4.5.1 UPT

Para estimativa da eficiência de tratamento proporcionada por cada etapa, utilizou-se as vazões de entrada e saída das mesmas, conjuntamente com os valores obtidos para cada parâmetro. Desta forma, segue a Equação 02 utilizada, onde para P1, P2 e P3 as vazões foram consideradas iguais na entrada e saída destes pontos.

Ao avaliar a eficiência proporcionada pelos SAC's, em que esta foi a única etapa na qual a vazão afluente era diferente da vazão efluente, em virtude da evapotranspiração dos leitos cultivados, quantificou-se a vazão efluente de cada SAC, por meio de reservatórios de 1,0 m<sup>3</sup>, com graduações a cada 20 L, nos momentos de coleta das amostras para análises físico-químicas e microbiológicas.

$$Ef(\%) = \left( \frac{Qa.Ca - Qe.Ce}{Qa.Ca} \right) \cdot 100 \quad (02)$$

em que:

Ef = eficiência de remoção (%);

Qa = vazão afluente;

Ca = concentração no afluente do parâmetro de interesse;  
Qe = vazão afluente; e  
Ce = concentração no efluente do parâmetro de interesse.

#### 4.5.2 Capim vetiver

A avaliação do papel do vetiver, em remover no SAC 2, os nutrientes aplicados via ARB, foi realizada a partir do corte de todas as plantas em cultivo neste leito. Imediatamente após o corte, todo o material foi pesado, para se conhecer a produtividade de massa verde de parte aérea do capim.

Amostras compostas foram enviadas, em sacos de papel, para estufa de secagem por ventilação forçada e mantida a 65 °C, por 72 horas. Após o período de secagem, as mesmas foram trituradas, e encaminhadas ao laboratório de análise de tecido vegetal, do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa.

Para diagnose nutricional do tecido vegetal, foram analisados os teores de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

Para avaliar a eficiência média de extração de nutrientes pelo vetiver, foram utilizados os valores de produtividade de massa seca em cada período, associados ao teor de nutrientes obtidos nas plantas para cada um dos ciclos de acúmulo, e a diferença de concentração, de cada um destes nutrientes na ARB, afluente e efluente do leito cultivado (SAC 2).

#### 4.6 Análise Estatística dos Dados

Avaliou-se por meio de planilhas eletrônicas a variabilidade do resultados obtidos para todos os parâmetros monitorados de qualidade do efluente, em que estes foram analisados primeiramente, pelos coeficientes de variação em cada etapa, e partir daí adotou-se uma avaliação descritiva dos dados por meio da utilização de gráficos de caixas, em que as mesmas são compostas pelos valores medianos e pelos quartis (1° e 3°), bem como pelos dados extremos observados, ao qual foram considerados inerentes ao tipo de efluente e condições, climáticas e operacionais, as quais estão sujeitos.

Para avaliar estatisticamente a variabilidade dos dados, assim como para detectar o efeito proporcionado por cada etapa ao efluente proveniente da etapa anterior, os dados foram submetidos ao teste não-paramétrico KRUSKAL WALLIS (KW), seguido do teste comparativo entre dos postos médios STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK), em que estes foram realizados por meio do software BIOESTAT 5.3 (AYRES et al. 2007). Estes métodos foram adotados, a partir da confirmação negativa dos requisitos de normalidade e homogeneidade, avaliados pelo teste SHAPIRO WILK.

#### 4.7 Operação da UPT

A vazão de alimentação da UPT, foi determinada em função da capacidade volumétrica de tratamento dos SAC's.

A partir da vazão estimada pela Equação 01 ( $0,2142 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ), optou-se por fixar a vazão em  $0,250 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , ao qual por consequência o TDH de cada SAC foi de 2,14 d. Determinada a vazão diária dos SAC's, cujo total foi de  $0,50 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ; diariamente a UPT era operada em dois momentos, na parte da manhã às 8:00, e na parte da tarde às 17:00; em cada ocasião os SAC's recebiam metade do volume diário, ou seja, 125 L.

Neste sentido, a rotina diária de operação da UPT proporcionava, para cada etapa uma vazão e TDH. Sendo estas:

- em P1, o sistema de bombeamento era acionado diariamente, no período da manhã, enquanto eram alimentados os SAC's, o que desta maneira transcorria-se cerca de duas horas

de funcionamento, de forma a homogeneizar os sólidos acumulados e evitar a obstrução da tubulação de sucção do bombeamento instalado;

- em P2, cuja capacidade máxima é de 10,0 m<sup>3</sup>, era alimentado a cada 3 dias, desta forma proporcionava-se um período de decantação que variava, de no mínimo de 15 até o máximo de 72 horas, antes que fosse reabastecido. A alimentação desta etapa, ocorria sempre na parte da tarde, após a utilização dos últimos 250 L, dentro da variação de 1,5 m<sup>3</sup>. O TDH proporcionado pela periodicidade de alimentação deste, foi de 6,67 dias; e
- P3, composto por duas estruturas de volumes diferentes, P3.1 (1,0 m<sup>3</sup>) e P3.2 (0,09 m<sup>3</sup>), proporcionava um TDH, respectivamente de 2,0 e 0,18 dias, sendo estes determinados em função do volume de cada estrutura e da vazão diária da UPT.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Efluente Bruto (P1) / Afluente UPT

A partir do monitoramento dos parâmetros (físicos, químicos e biológicos) de qualidade do efluente, realizado durante o período do estudo, apresentados na Tabela 1. Nota-se que o efluente bruto gerado na bovinocultura do SIPA, os parâmetros monitorados apresentam elevado coeficiente de variação (c.v.). Esta variação é influenciada por inúmeros fatores, dentre eles devem ser destacados a sazonalidade de ocupação das instalações pelos animais, a variabilidade da alimentação ofertada em função da disponibilidade, por se tratar de um sistema orgânico de produção, e devida as condições climáticas locais, pois em parte da área de confinamento do rebanho, o sistema de coleta de águas pluviais é direcionado ao mesmo reservatório utilizado para acúmulo da água residuária produzida pela lavagem das instalações.

É importante destacar, com relação ao rebanho leiteiro do SIPA, que o manejo adotado, como dito acima, orgânico, caracteriza-se pela alimentação a pasto essencialmente, com complementação no cocho, tanto de alimento volumoso quanto de concentrado; e para os bezerros, bem como para as vacas ao retornarem do pasto para ordenha, era oferecido ainda capim triturado. Desde a implantação e início do monitoramento da UPT, a lotação da sala de ordenha, curral e bezerreiro, variaram conforme pode ser esclarecido em Florião (2016). Ainda de acordo com o referido autor, o rebanho seguia o plano de controle contra salmonelose, no entanto sem serem apresentados os laudos comprobatórios.

Outro fator de merecido destaque, para compreensão das magnitudes observadas para os parâmetros monitorados na ARB, é a respeito da diluição dos resíduos. A manutenção diária das instalações, caracteriza-se pela intensa variação no consumo de água, assim como pela qualidade da remoção dos resíduos sólidos por raspagem precedendo a lavagem. Desta maneira em alguns momentos foram observados volumes excessivos de água na lavagem, para pouco resíduo a ser removido, e em outros uma ARB altamente carregada de restos de fezes e capim triturado que caía dos coxos de alimentação. Destaca-se ainda o resíduo de leite, devido ao fato de que a ordenha é realizada de maneira manual, e traços deste eram misturados ao efluente a partir da lavagem das ferramentas utilizadas no processo, contribuindo para os níveis de gordura apresentado pela ARB.

Em virtude da variabilidade no uso da água, primeiramente no ano de 2014, início da implantação da UPT, monitorou-se a vazão de efluentes gerada pela bovinocultura do SIPA, onde a partir deste contactou-se que a mesma variou de 0,75 a 2,0 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. Por ser uma unidade piloto de tratamento, optou-se por tratar apenas parte do efluente, de maneira que o mesmo ainda estivesse disponível para aplicação nas áreas de pastagem em descanso. Desta forma, a ARB conduzida ao tratamento apresentava características de alta taxa de carregamento orgânico e nutrientes, e dos quais apenas 0,5 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> eram submetidos às etapas de tratamento.

**Tabela 1** - Caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos, em valores medianos e respectivos CV (%), da água residuária produzida (efluente bruto/ARB) pelas instalações da bovinocultura leiteira do SIPA.

Parâmetros	P1		Parâmetros	P1	
	Mediana	CV (%)		Mediana	CV (%)
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	712,86	126,0	Na (mg.L <sup>-1</sup> )	20,61	5,1
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	2058,90	105,0	pH	6,60	8,6
DQO/DBO	2,37	19,0	CE (dS.m <sup>-1</sup> )	2,44	46,8



**Tabela 1** - Continuação

SST (mg.L <sup>-1</sup> )	545,45	81,0	Turbidez (FTU)	432,50	46,0
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	106,50	96,0	RAS [(mmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup> ]	0,550	9,4
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,63	68,0	Cor (PtCo)	7450	44,1
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	6,18	79,0	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,50	76,8
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	96,50	43,0	O & G (mg.L <sup>-1</sup> )	14,35	80,3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	108,50	36,0	O.veg (mg.L <sup>-1</sup> )	7,00	85,1
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	151,00	25,0	G.ani (mg.L <sup>-1</sup> )	10,60	43,9
K (mg.L <sup>-1</sup> )	122,35	63,0	Salm. (P/A. 100mL <sup>-1</sup> )	P	0
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	51,47	9,0	C.Termo [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	11,00	5,7
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	32,71	18,0	E.coli [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	10,00	19,2

Nota-se a partir da Tabela 1, por meio de avaliação do CV, que a carga orgânica representada pela DBO e DQO, além dos níveis de SST, O & G, O.veg e G.ani, bem como de alguns dos nutrientes avaliados, principalmente as formas nitrogenadas (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e o K, que os mesmos apresentaram variação de 44 a 125%. Como discutido acima, esta variabilidade deve ser inerente a alimentação e condições das instalações, neste sentido um sistema de tratamento para ser adequado deve oferecer capacidade de suporte as altas cargas, ao passo que deve ainda ser capaz de se manter com baixa oferta de material orgânico e nutrientes.

Com base na legislação vigente para lançamentos de efluentes em corpos hídricos CONAMA 430/2011, o efluente em questão deve passar por sistema de tratamento antes de ser direcionado a cursos d'água pois a carga orgânica, de nutrientes e microbiológica encontra-se inadequada a os padrões vigentes. E ainda, se avaliado os índices de microrganismos presentes, por meio da presença de *Salmonella* e quantificação C.Termo e *E.coli*, este é também inadequado para aplicação em culturas de intenso manuseio por trabalhadores e consumo in natura (RDC 12 – ANVISA, 2005). E, se levado em consideração a legislação inerente aos sistemas orgânicos de produção (Lei 10.831) este resíduo antes de utilizado na fertilização do solo deve passar por um período para estabilização microbiológica.

Avaliando-se a razão DQO/DBO de 2,37, que indica o nível de biodegradabilidade do resíduo, este mostra-se adequado a ser submetido a tratamento biológico, e esta razão, apesar da variabilidade dos índices de carga orgânica e de nutrientes foi relativamente constante ao longo do período de monitoramento, apresentando um CV de 19%. No entanto, avaliando-se este índice, nota-se que menos de 50% da carga é caracterizada por um resíduo facilmente biodegradável, com DBO de 712,86 mg.L<sup>-1</sup>, a fração mais biodegradável, enquanto que a parcela mais recalcitrante, a DQO de 2.058,90 mg.L<sup>-1</sup> representando a maior parcela do material orgânico.

Este fato é ainda reforçado pela avaliação do valor de pH 6,60, praticamente constante ao longo do tempo e adequado ao desenvolvimento dos grupos de microrganismos responsáveis pela degradação do material, tanto orgânico quanto nos processos de transformação bioquímica do nitrogênio.

A análise dos valores de Turbidez e Cor, complementam a avaliação do teor e tipo de sólidos no efluente, correlacionam respectivamente o material suspenso e dissolvido, bem como o nível de degradação em que o resíduo se encontra. Para este efluente os valores

encontram-se elevados demonstrando que o efluente apresenta quantidade acentuada de material particulado bem como de material dissolvido previamente decomposto.

O valor obtido para CE ( $2,44 \text{ dS.m}^{-1}$ ) alerta para a presença de quantidade excessiva de sais em solução, dentre estes, os formados pela presença de Na, K,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ , entre outros, fato que pode comprometer a estrutura de solos, caso o mesmo venha a ser despejado sem critérios técnicos, embora se avaliado concomitantemente ao índice RAS [ $0,550 \text{ (mmol}_c\text{.L}^{-1})^{1/2}$ ] este oferece baixo risco de sodificação, e juntos (CE e RAS) não sejam restritivos no que se refere ao uso como água de irrigação, se utilizados sob critérios técnicos para evitar os efeitos salinização e de sodificação ao meio ambiente.

Os níveis observados para os nutrientes Ca, Mg e Na estão entre os que menos variaram com o tempo, sendo respectivamente, os valores medianos e CV, iguais a  $51,47 \text{ mg.L}^{-1}$  e 8,6%,  $32,71 \text{ mg.L}^{-1}$  e 18%, e  $20,61 \text{ mg.L}^{-1}$  e 5,1%. Atenção especial deve ser dada ao valor de sódio devido ao potencial deletério por que o mesmo pode causar ao solo e corpos d'água pelo despejo contínuo e sem critérios técnicos.

## 5.2 Resultados do Monitoramento das Etapas de Tratamento

A partir desta seção serão apresentados os resultados do monitoramento das diversas etapas da UPT, em que P1 é o efluente proveniente das instalações da bovinocultura, P2 é o efluente do tanque séptico, P3 o efluente do conjunto de filtros biológicos, SAC 1 é o leito cultivado com taboa e SAC 2 o leito cultivado com capim vetiver. Deve-se ressaltar que o efluente segue duas rotas no sistema de tratamento, sendo uma sequência P1, P2, P3 e SAC 1, e a outra P1, P2, P3 e SAC 2. Ainda observa-se, que os resultados das análises pelo método KW e teste comparativo entre os postos médios (SNK) utilizam a seguinte nomenclatura P1=1, P2=2, P3=3, SAC1= 4 e SAC2=5, e, portanto, será a mesma apresentada nas Tabelas das análises estatísticas.

Vale destacar, ainda, que o leito cultivado com o Vetiver, preenchido com brita #1, encontra-se em operação desde o início do funcionamento da UPT, e que, portanto, transcorreram-se cerca de mais de 25 meses de aplicação de ARB proveniente das etapas anteriores da sequência de tratamento. Desta forma, o leito encontra-se maduro, em termos de desenvolvimento microbiológico, e que este fato pode ter contribuído para diferença entre as variações de remoção de carga orgânica, bem como, no caso da remoção de nutrientes, ao qual o sítio de trocas por adsorção deste substrato pode ter alcançado o seu limite máximo.

### 5.2.1 Carga orgânica

Na Tabela 2, é apresentada a evolução das características de carga orgânica e biodegradabilidade da ARB após cada etapa do tratamento.

**Tabela 2** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), da DBO, DQO e DQO/DBO, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
DBO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	712,86	125,6	275	171,6	242,5	179,5	321,78	128,3	134,74	136,2
DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	2058,9	105,3	1178,6	138,3	566,47	186,9	847,19	19,1	340,86	141,5
DQO/DBO	2,37	18,9	2,80	11,5	2,74	48,6	2,25	16,2	2,77	26,9

Nota-se a partir dos CV's que, assim como o efluente bruto, o efluente de cada etapa é altamente variável ao longo do tempo, mas que apesar da variabilidade, o sistema de tratamento oferece em ambas as rotas um decaimento aproximado de 55% de DBO e DQO após o SAC 1, enquanto para a rota até o SAC 2, o mesmo é de aproximadamente 82%. Estas diferenças apresentadas, possivelmente devem-se ao período de operação/maturação dos leitos cultivados, onde no SAC 1 (cultivado com taboa) o início da aplicação de efluente ocorreu cerca de 20 meses após iniciada a operação do leito com o capim vetiver (SAC 2).

A diferenciação dos resultados obtidos entre o SAC 1 e SAC 2 são reflexo possivelmente da maior colonização por bactérias, tanto na formação de biofilme no substrato dos leitos quanto na zona radicular das culturas. De acordo com Assumpção et al. (2011), avaliando uma estação de tratamento de esgoto doméstico, composta por tanque séptico, filtros anaeróbios e sistema de alagados construídos, o desenvolvimento radicular das plantas nos leitos proporcionam um decréscimo na velocidade de escoamento no meio ao qual favorece a sedimentação e acúmulo de sólidos ao qual irá favorecer a remoção de carga em níveis de DBO e DQO, e ainda que o tempo de aclimatação do alagado construído irá aumentar a eficiência de tratamento do efluente.

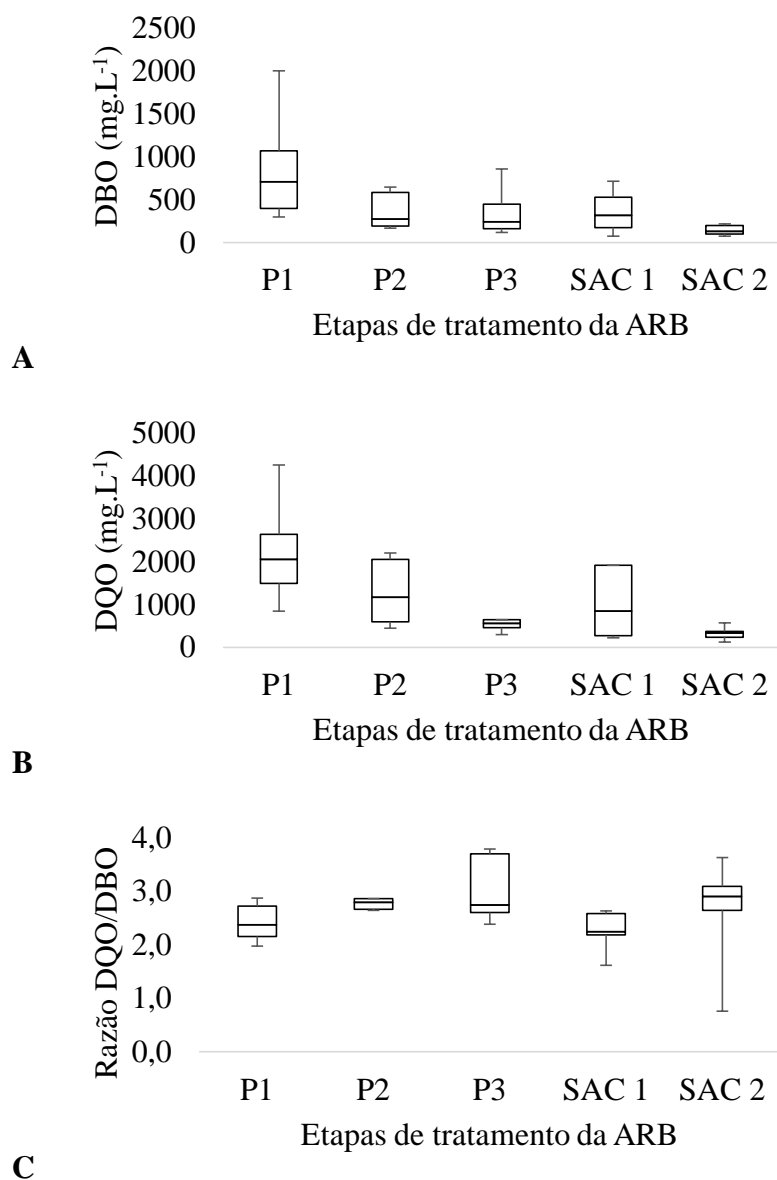
Brasil et al. (2005), citam como principal processo de remoção de matéria orgânica em SAC's, a digestão anaeróbia proporcionada pela colonização de microrganismos e consequente formação de biofilme no qual irá favorecer a filtração biológica do material orgânico aplicado.

Na Figura 8 (A, B e C) pode-se notar o efeito dos picos de carga, representados pela extensão dos "bigodes" nos gráficos de caixa apresentados para DBO, DQO e DQO/DBO. Constata-se ainda, pela avaliação do tamanho das caixas no gráfico de DBO e DQO, que o SAC 2 apesar de em alguns momentos ter produzido um efluente com altas concentrações, o mesmo foi capaz de amortecer os efeitos das cargas de entrada, efeito semelhante ao observado para o efluente do P3, enquanto que no SAC 1 o tamanho das caixas do gráfico indica que os resultados obtidos para o seu efluente foram mais variáveis. A variabilidade da relação DQO/DBO avaliada no gráfico mostra que o efluente do conjunto de filtros biológicos apresentou maior variação entre os valores máximos e mínimos apesar do valor mediano ser inferior ao observado no P2 e no SAC 2.

Na Tabela 3, são apresentados os resultados da análise estatística para avaliação da diferença entre as concentrações de DBO e DQO após cada etapa do tratamento na UPT.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 3, pode-se afirmar que o efluente apresentou diferença significativa em termos de DBO entre os pontos 1 e 3 e 2 e 5, bem como entre o 1 e 5, ao nível de 5% e 0,01% de significância respectivamente. E para os resultados de DQO entre os pontos 3 e 5 ao nível de 5%, entre 1 e 3 e 2 e 5 ao nível de 1% e entre os pontos 1 e 5 ao nível de 0,01%.

E apesar da variação entre os valores medianos da razão DQO/DBO estatisticamente os resultados obtidos não diferiram entre as etapas. No entanto, o resíduo final apresenta característica de mais difícil remoção por processo microbiológico, em virtude de o mesmo conter uma maior parte recalcitrante.



**Figura 6** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) DBO em (mg.L<sup>-1</sup>); (B) DQO em (mg.L<sup>-1</sup>); e (C) DQO/DBO.

**Tabela 3** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de (DBO e DQO) da ARB, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste (KW)		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	12,9056	0,0117	(3 e 5 / <0,05); (1 e 3, 2 e 5 / <0,01); e (1 e 5 / <0,0001)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	18,8739	0,0008	(1 e 3 / <0,01); (1 e 5 / <0,0001); e (2 e 5 / <0,05)
DQO/DBO	6,534	0,1667	ns

Segundo Campos et al. (2005), para efluentes brutos cuja razão DQO/DBO seja maior que 2, é esperado que a mesma, entre o afluente e o efluente de um sistema de tratamento seja maior para o último, visto que ao longo do processo, a parte mais biodegradável seja consumida pelos organismos, enquanto a mais recalcitrante (DQO), de acordo com Van Lier et al. (2008), em sistemas anaeróbios não é totalmente degradada e sim “rearranjada”, e assim, por meio da estabilização deste material retido, poderá alcançar a humificação (KORDOTAU et al. 2015).

Em concordância com Luederitz et al. (2001), que ao avaliarem o desempenho de leitos cultivados de escoamento vertical e horizontal, afirmaram que no último o sistema deve proporcionar boas condições de humificação, com a formação de ácidos húmicos por acúmulo e remoção de N e P associados ao material orgânico retido.

Vymazal (2002), avaliando o tratamento de AR em SAC's de escoamento subsuperficial, afirma que normalmente nestes, a remoção de DQO é inferior a remoção de DBO, e ainda que para ambos a remoção nos leitos cultivados é proporcionada pela formação de zonas anaeróbias e aeróbias, sendo a segunda aderida a zona radicular das macrófitas estabelecidas. Pandey et al. (2013), ao compararem a eficiência de remoção de matéria orgânica em SAC's, afirmaram que a remoção de DQO e DBO foi mais eficiente em leitos de fluxo horizontal do que nos de fluxo vertical, devido a menor seção de substrato para o fluxo do efluente no segundo.

Para Abidi et al. (2009), a remoção de matéria orgânica é proporcionada pela maior sedimentação e filtração decorrente do fluxo do efluente através do substrato dos leitos, e que a remoção da DBO ocorrerá em zonas anaeróbias e anóxicas em SAC's de escoamento horizontal, enquanto a remoção da DQO solúvel é associada ao maior tempo de detenção hidráulica.

No entanto, ressalta-se que para alcançar valores satisfatórios de eficiência de remoção, por meio de SAC's, o sistema requer um tempo considerável de maturação dos leitos (KASEVA, 2004). Philippi et al. (2009), avaliando o desempenho de tanques sépticos (TS) conjugados a SAC's de fluxo horizontal, afirmaram ainda que a fase de aclimação dos tanques, para alcançarem a metanização nos TS, ou seja, a condição de anaerobiose máxima, é necessário um período 2 anos para este estabelecimento.

## **5.2.2 Parâmetros físico-químicos**

### **a) SST, turbidez e cor**

Na Tabela 4, são apresentados os resultados do monitoramento dos valores de SST ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Turbidez (FTU) e Cor (PtCo) entre as etapas de tratamento da UPT, bem como os respectivos CV's. Analisando-se esta, concomitantemente as Figuras 9(A, B e C) cuja variabilidade dos resultados é expresso pelos gráficos do tipo caixa, é possível detectar o decaimento acentuado proporcionado entre o afluente da UPT (P1) e pelo efluente de P2, e que esta remoção é reduzida a partir desta etapa.

**Tabela 4** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de SST, Turbidez e Cor, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	545,45	80,9	93,00	40,6	60,00	57,6	24,98	90,0	32,15	86,7
Turbidez (FTU)	432,50	46,0	130,75	51,0	124,00	35,0	76,88	63,9	94,25	38,9
Cor (PtCo)	7450	44,1	3013	27,6	3138	24,9	1825	38,4	2413	34,4

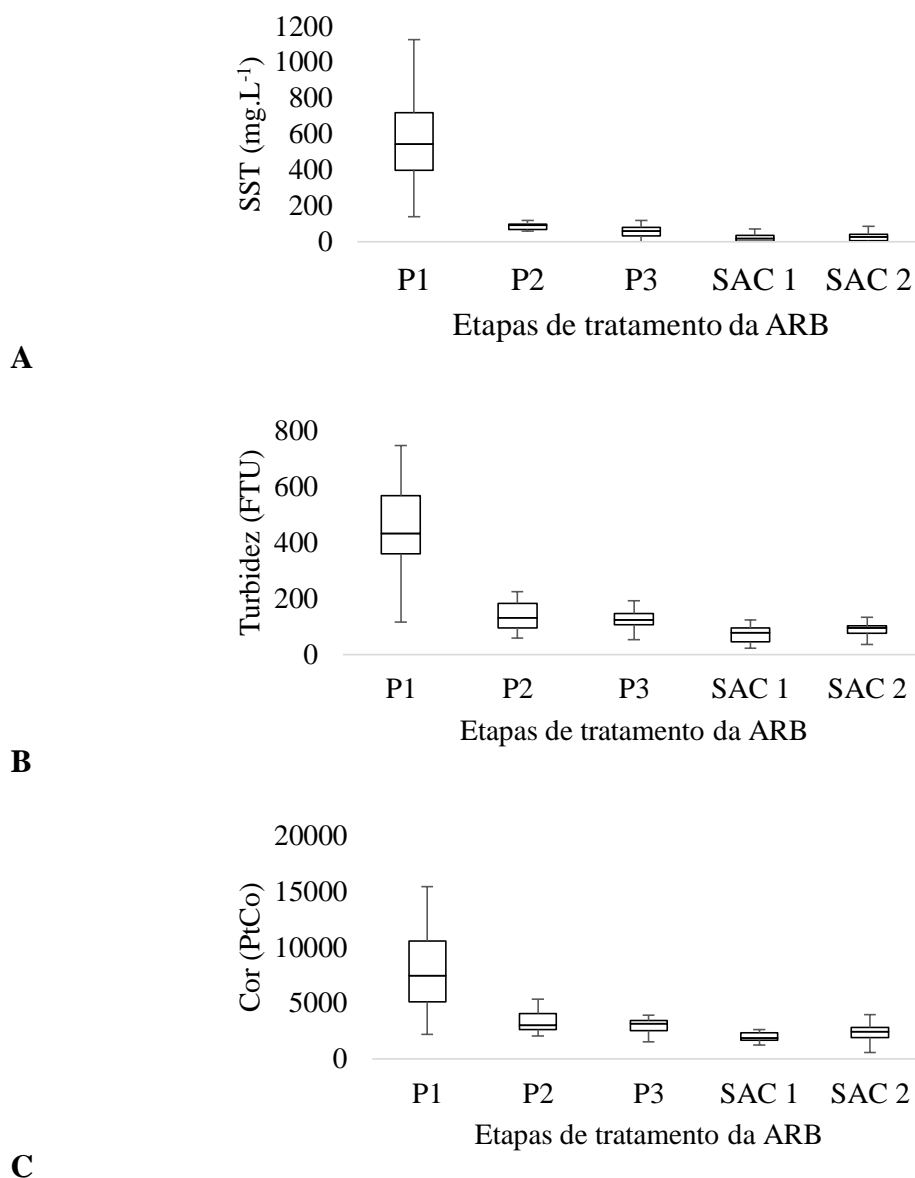
Na Tabela 5, são apresentados os resultados da análise estatística para avaliação da diferença entre os índices de SST, Turbidez e Cor após cada etapa do tratamento na UPT.

**Tabela 5** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de SST, Turbidez e Cor, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	75,2924	< 0,0001	(1 e 3, 1 e 4, 1 e 5 / <0,0001); (1 e 2, 2 e 4 / <0,01); e (2 e 5 / <0,05)
Turbidez (FTU)	72,1586	< 0,0001	(1 e 2, 1 e 3, 1 e 4, 1 e 5 / <0,0001)
Cor (PtCo)	67,6453	< 0,0001	(1 e 3, 1 e 4, 1 e 5 / <0,0001); e (1 e 2, 2 e 4, 2 e 5, 3 e 4, 3 e 5 / <0,05)

A partir dos valores da Tabela 5, nota-se que para os valores de SST, a UPT proporcionou efeito significativo entre as etapas 1 e 3, 1 e 4, 1 e 5 ao nível de 0,01%, entre 1 e 2, 2 e 4 ao nível de 1% e entre 2 e 5 ao nível de 5%. Para os valores de Turbidez e Cor, o efeito significativo pode ser observado entre os pontos 1 e 3, 1 e 4, e 1 e 5 ao nível de 0,01%, entre 1 e 2 ao nível de 1% e entre os pontos 2 e 4, 2 e 5, 3 e 4 e 3 e 5 ao nível médio de significância de 5%.

Nota-se que o tanque séptico proporcionou um acentuado decaimento dos sólidos particulados tanto quanto os dissolvidos, SST (80%), Turbidez (70%) e Cor (60%), e que a partir deste a remoção foi reduzida, avaliando-se ainda as duas rotas na UPT (P1-SAC 1 e P1-SAC 2) o efluente final da primeira rota possui menores índices comparado a segunda rota, apesar de ambos terem apresentado valor final, inferior ao da etapa precedente.



**Figura 7** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) SST em (mg.L<sup>-1</sup>); (B) Turbidez em (FTU); e (C) Cor (PtCo).

Assumpção et al. (2011), avaliando um sistema de tratamento de esgoto doméstico, associando um tanque séptico, seguido de filtro biológico anaeróbio e um leito cultivado de fluxo subsuperficial, associaram a eficiência de remoção da turbidez ao bom desenvolvimento de colônias de microrganismos no sistema. Fia et al. (2015), complementa ainda que a maior remoção de SST, irá influenciar significativamente a maior remoção de nutrientes no efluente.

Para Dunne et al. (2005), avaliando um conjunto de SAC's em série, para tratamento de ARB, em sistema orgânico de criação de bovinos de leite, encontraram elevada correlação entre a DBO e os SST, sugerindo que a maior eficiência de remoção da carga pode ser alcançada por um sistema que proporcione maior remoção do material em suspensão, Brasil (2005), associou ainda o teor de SST no efluente a turbidez. Schierup et al. (1990), afirmam que o principal mecanismo de remoção de nutrientes em leitos cultivados é proporcionado pela eficiência na sedimentação de sólidos em suspensão.

Davies & Bavor, (2000), associaram a remoção dos sólidos em SAC's a capacidade do mesmo em eliminar organismos patogênicos, onde afirmaram que as bactérias estão quase exclusivamente aderidas as pequenas partículas de material orgânicos, que a partir desta retenção estarão sujeitos a competição com os responsáveis pela depuração e predação pelos mesmos.

## b) Oxigênio dissolvido (OD)

Na Tabela 6 são apresentados os valores medianos e respectivos CV referentes aos níveis de OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), este foi monitorado no sentido de inferir sobre os processos de depuração que podem ter ocorrido nas etapas de tratamento, bem como a quais condições, aerobiose ou anaerobiose, o sistema proporcionou, pelo fato de que associado a isto, quais mecanismos e grupos de microrganismos era esperado que desenvolvessem nas estruturas.

**Tabela 6** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de OD, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

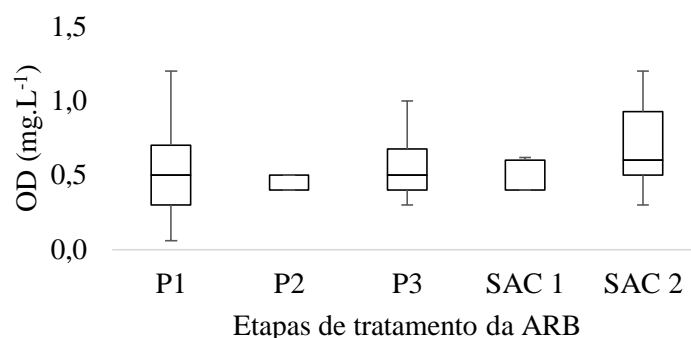
Parâmetro	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,50	76,8	0,50	24,2	0,50	31,0	0,60	18,3	0,60	45,5

Analisando-se a Tabela 6 nota-se que, o efluente bruto (P1) bem como o efluente das duas etapas seguintes apresentam valor mediano iguais, no entanto seu CV variou entre as mesmas. Ao analisar a concentração após a passagem por ambos SAC's ocorreu um incremento neste valor, mas que o SAC 2 possui uma maior variabilidade expressa por um CV mais elevado 45,5 se comparado ao CV de 18,3 do SAC 1. Neste caso a maior variabilidade do CV do SAC 2 indica que em alguns momentos ocorreu um maior aporte de oxigênio no leito cultivado com o vetiver, possivelmente pelo maior período de desenvolvimento do sistema radicular das plantas, visto que por meio de estruturas conhecidas como aerênquimas transportam e liberam o OD no meio, aliado ao maior período de monitoramento deste SAC.

Na Figura 10 pode-se observar a ocorrência de picos na concentração de OD no efluente bruto, em que este pode ter sido proporcionado pela turbulência gerada pelo escoamento da ARB entre as instalações de confinamento animal e o reservatório P1 que fica em cota mais baixa e com algumas quedas no percurso, bem como pelo advindo da água de lavagem. Rapidamente este é consumido em P1 e estabiliza-se a partir de P2, voltando a apresentar picos após os filtros biológicos P3 por influência da turbulência gerada na saída do mesmo, porém sem influência no valor mediano ( $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

A análise estatística realizada para a variabilidade dos níveis de oxigênio dissolvido no efluente ao longo das etapas na UPT, apresentada na Tabela 7, confirma a discussão acima, que apesar da variabilidade dos picos os valores são equivalentes. No entanto, deve ser ressaltado que o rigor estatístico utilizado ( $p < 0,05$ ) é elevado, e ao considerarmos os inúmeros fatores de variação inerentes ao ambiente estudado, bem como a velocidade da dinâmica deste índice, o nível obtido de p (valor) aproximadamente 10%, e onde a concentração nos SAC's foi 20% mais alta que nas etapas anteriores é um acréscimo substancial, visto a importância deste no tratamento biológico de efluentes.





**Figura 8** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA, para OD (mg.L<sup>-1</sup>).

**Tabela 7** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de SST, Turbidez e Cor, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetro	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	7,8757	0,0962	ns

Independentemente dos valores de OD (0,5 a 0,6 mg.L<sup>-1</sup>) obtidos ao longo do período de monitoramento, acredita-se que estes não sejam suficientes para proporcionar a oxidação das formas nitrogenadas, por meio da nitrificação, nem decomposição aeróbia do material orgânico. De acordo com Vymazal, (2005), o processo de nitrificação é limitado em condições de suprimento de OD abaixo de 0,5 mg.L<sup>-1</sup>, sendo este muito próximo ao valor mediano monitorado. E, de acordo com Langergraber (2008), o suprimento de oxigênio aportado aos leitos cultivados via aerênquimas é insuficiente para oxidar o material orgânico e o N amoniacal.

Os valores de OD maiores que 0,5 mg.L<sup>-1</sup>, obtidos em ambos os SAC's, de acordo com Foco et al. (2015), podem ser ainda limitantes ao processo de desnitrificação, no qual, além da remoção de nitrogênio pelo corte da parte aérea das macrófitas, nos leitos cultivados seria a única forma de remoção de nitrogênio do efluente a ser tratado.

Já de acordo com Van Lier et al. (2008), este processo poderá ocorrer sempre que os níveis de OD forem menores que 1,0 mg.L<sup>-1</sup>, e as demais condições de substrato forem atendidas, como presença de formas oxidadas de nitrogênio e fontes de carbono orgânico para energia necessária ao desenvolvimento microbiano. Para Bock et al. (1995), avaliando as perdas de N por desnitrificação, via nitrito e amônia, quando o OD for menor ou igual a 0,4 mg.L<sup>-1</sup> ocorrerá menor oxidação de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e perdas de gases de N entre 14 e 60%. Semelhante ao descrito por Saeed & Sun (2012), para que se alcance a redução dos níveis de nitrato em SAC's de fluxo horizontal, via desnitrificação, o OD deve ser menor que 0,3 a 0,5mg.L<sup>-1</sup>.

### c) CE, RAS e pH

Na Tabela 8 são apresentados os valores medianos e respectivos CV referentes ao monitoramento do pH, CE (dS.m<sup>-1</sup>) e RAS [(mmol<sub>c</sub>.L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>] ao longo das etapas da UPT. A Figura 11(A, B e C) ilustram por meio do gráfico de caixas a dispersão dos resultados de monitoramento destes parâmetros.

**Tabela 8** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), do pH, CE e RAS, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
pH	6,60	8,6	6,80	7,9	7,03	7,7	7,00	8,4	7,00	7,7
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	2,44	46,8	2,23	48,0	2,94	38,8	2,04	14,4	2,67	32,5
RAS [(mmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup> ]	0,55	9,4	0,56	11,4	0,61	15,8	0,49	5,4	0,53	17,0

A partir da Tabela 8, nota-se que o pH da ARB ao longo das etapas da UPT encontra-se no intervalo de 6,60-7,03, sendo o valor máximo alcançado após a passagem do efluente pelo P3, e ainda, que a variabilidade ao longo do período de monitoramento representada pelo CV foi baixa se comparado com os demais parâmetros avaliados neste estudo, mesmo tendo apresentado alguns picos, que podem ser observados na Figura 11A, pela extensão das linhas representativas dos valores extremos no conjunto dos dados analisados.

Na Tabela 9, são apresentados os resultados da análise estatística para a variação dos dados obtidos entre as etapas da UPT, em que apresenta os níveis de significância e entre quais pontos os resultados foram significativamente diferentes.

**Tabela 9** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de pH e CE, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
pH	24,249	< 0,0001	(1 e 3, 1 e 5 / <0,0001)
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	14,4968	0,0059	(3 e 4 / 0,0005)
RAS [(mmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup> ]	5,8708	0,2090	ns

Neste sentido, a Tabela 9 mostra que tanto os níveis de pH quanto os de CE variaram significativamente pelo método KW, respectivamente p(valor) < 0,0001 e p(valor) = 0,0059.

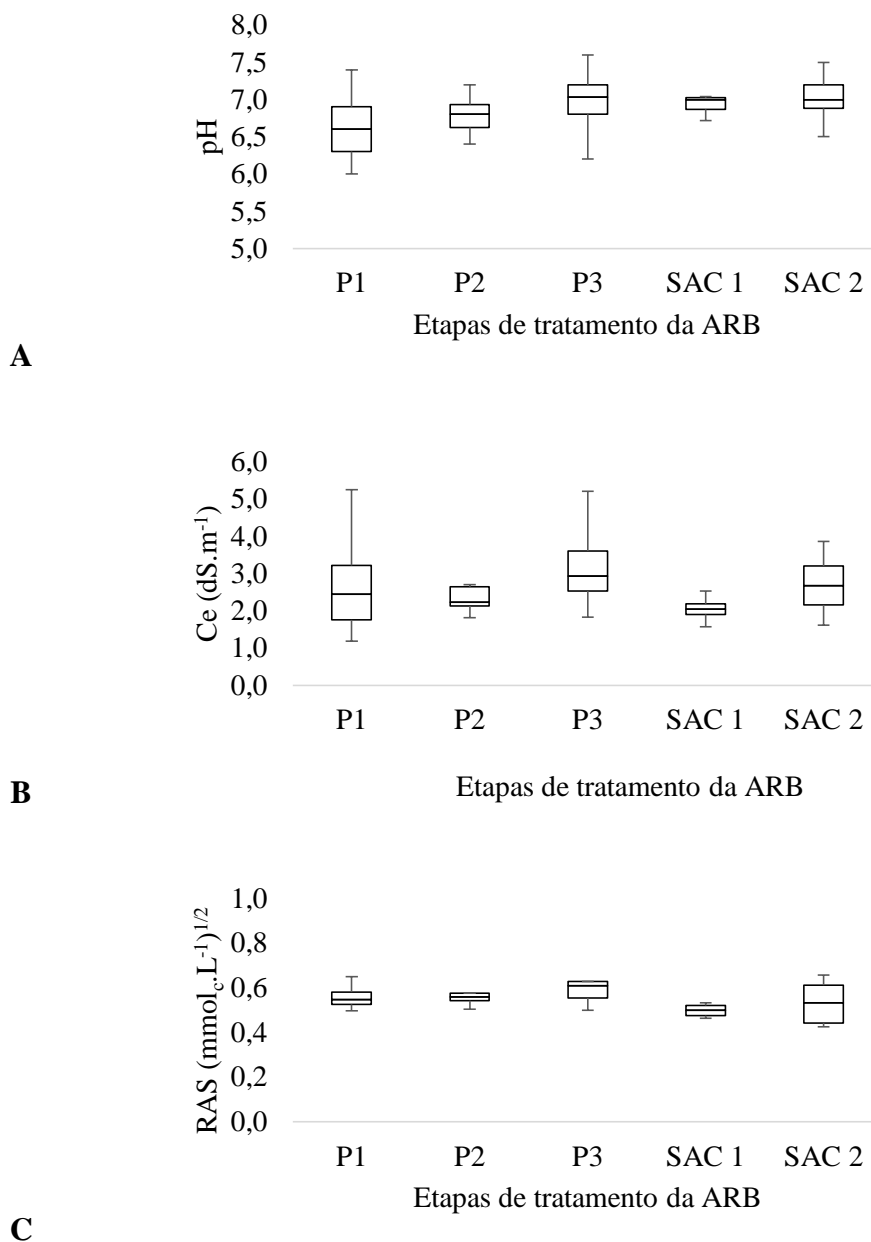
A partir da Tabela 9, nota-se que para os valores de pH, a UPT proporcionou efeito significativo de variação entre as etapas 1 e 3, e 1 e 5 ao nível de 0,01%, entre 1 e 4 ao nível de 1%, e entre 2 e 3 e 2 e 5 ao nível de 5%. Nota-se ainda que os resultados de CE ao longo da UPT diferiram significativamente entre as etapas 1 e 3, 1 e 4, e 2 e 3 ao nível de 5%, enquanto entre 3 e 4, e 4 e 5 diferiram ao nível de 1%.

Na avaliação dos resultados de CE nota-se que os valores oscilaram do início para o final da UPT, e nesta descaíram em P2 cerca de 10%, no P3 sofreram um acréscimo de 20% em relação ao inicial e após a passagem por cada SAC (1 e 2) voltaram a decrescer, respectivamente 31% e 10%. Esta variação é resultado da mineralização do material orgânico ao longo da UPT bem como pelo efeito da precipitação/acumulo de sais nas estruturas.

Pela avaliação da Figura 11B, relativa a dispersão dos resultados do monitoramento da CE, pode-se notar que o valor mediano adotado para P1, P3, SAC 1 e SAC 2 encontra-se no centro da dispersão dos dados apesar de terem sido mensurados valores extremos ao longo

do período. Ressalta-se que o menor tamanho das caixas do gráfico relativo ao SAC 1 demonstra que o efluente deste esteve mais estável com relação a este índice, no entanto o mesmo operou por um período mais curto com relação as outras etapas.

Em uma das rotas da UPT (P1 - SAC 2) os resultados obtidos para a RAS, apresentaram decréscimo variando de 0,55 – 0,53, ao passo que na outra rota, observou-se que o valor final, após o SAC 1 (0,49) foi inferior aos demais observados.



**Figura 9** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) pH; (B) CE em (dS.m<sup>-1</sup>); e (C) RAS [(mmol<sub>c</sub>.L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>].

Deve-se, entretanto, sinalizar com relação ao pH, que o desejado para este é que se mantenha constante e o mais próximo da neutralidade (pH = 7,0), pois neste, os processos de transformação dos compostos nitrogenados por meio de microrganismos ocorrerá de maneira

balanceada, e nas etapas de tratamento por crescimento de biofilme aderido, esteja adequado ao desenvolvimento de bactérias consumidoras de material orgânico.

Segundo Brasil et al. (2005), a faixa ideal para ocorrência da digestão anaeróbia situa-se em pH entre 6,8 e 7,2; para Matos et al. (2009), para reúso de efluentes na agricultura esta faixa varia de 6,5 a 8,4; de acordo com Scheeren et al. (2011), a ocorrência de comunidades de microrganismos ANAMMOX apresentam o pH ideal entre 7,7 e 8,3; segundo Vymazal, (2007), o processo de amonificação do nitrato ocorrerá em condições de pH variando de 6,5 a 8,5; e Assumpção et al. 2011, associaram a redução do pH em um SAC, de 7,8 para 7,4, devido a liberação de  $H^+$  proveniente da degradação do material orgânico.

Em um sistema de tratamento, a CE dos efluentes está sujeita a variações proporcionadas por diversos fatores, por correlacionar a quantidade de sais e íons dissolvidos, de acordo com Amorin et al. (2015), ao longo do processo de degradação do resíduo orgânico é esperado que seu valor sofra acréscimo pela solubilização de elementos como Na, K, Cl,  $N-NH_4^+$  (FIGEUIREDO et al. 2005). O aumento da concentração destes sais, pode ser influenciada ainda pela redução do conteúdo de água em leitos cultivados, em função da saída de água do sistema pela evapotranspiração (SILVA, 2007). E, da mesma forma que ao serem absorvidos pelas plantas, no caso de um leito cultivado ou por microrganismos o reflexo será de redução da CE no efluente (FIA et al. 2015).

#### d) O & G, O.veg, G.ani

São apresentados na Tabela 10, os resultados dos valores medianos e respectivos CV, referentes ao monitoramento dos teores de gordura na ARB ao longo das etapas de tratamento na UPT, sendo estes expressos por O&G ( $mg.L^{-1}$ ), O.veg ( $mg.L^{-1}$ ) e G.ani ( $mg.L^{-1}$ ). Por se tratar de uma ARB composta tanto pelos resíduos da lavagem do curral quanto da sala de ordenha, diariamente é carreado para o sistema de tratamento traços de leite, soro e restos vegetais, e para cada um é esperado um efeito na qualidade do efluente e requerido uma etapa para depurar o composto.

**Tabela 10** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de O & G, O.veg e G.ani, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

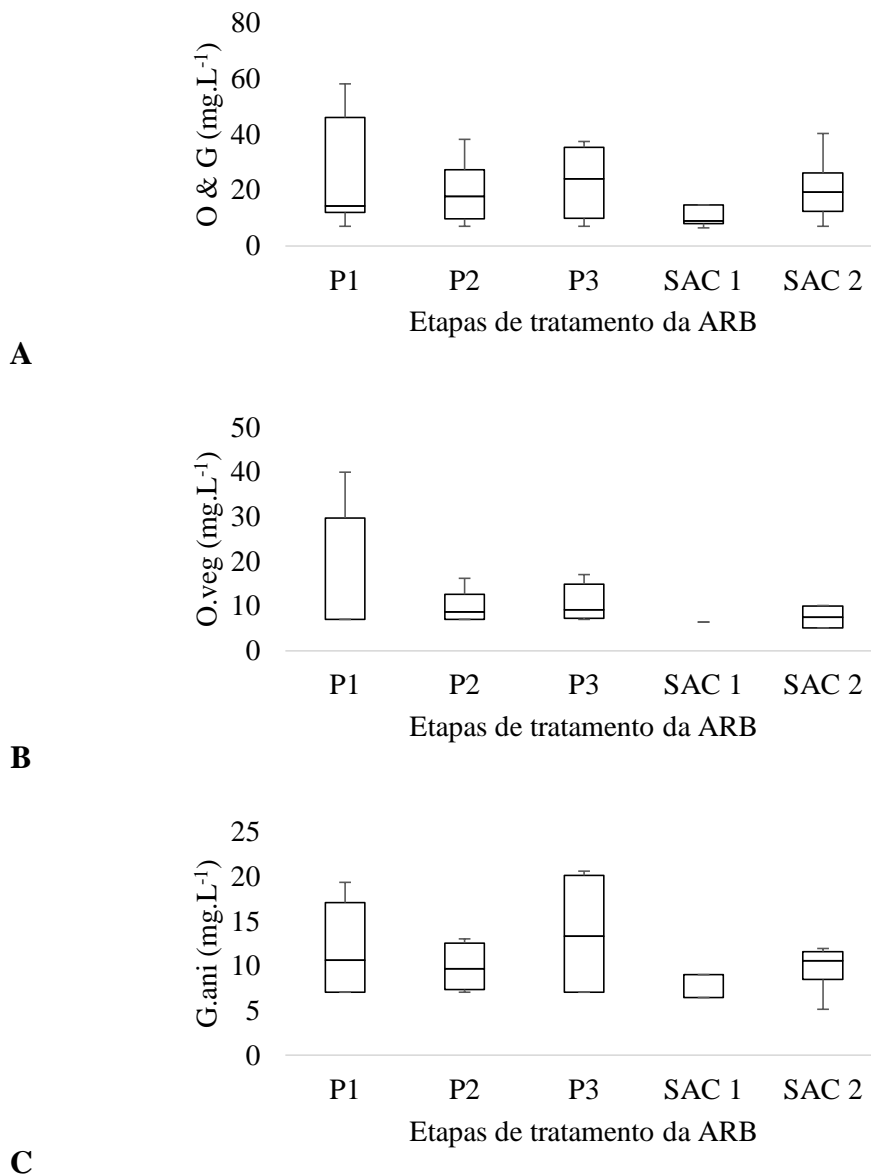
Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB ([Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
O & G ( $mg.L^{-1}$ )	14,35	80,3	17,65	57,3	23,95	56,2	9,01	69,9	19,16	53,5
O.veg ( $mg.L^{-1}$ )	7,00	85,1	8,65	35,3	9,15	38,7	6,44	25,9	7,49	32,5
G.ani ( $mg.L^{-1}$ )	10,60	43,9	9,65	52,0	13,30	48,5	6,44	60,3	10,53	36,7

Avaliando-se a Tabela 10, nota-se que os três parâmetros apresentaram variabilidade elevada ao longo do período, comprovado pelos CV's que variaram de 25,9 a 85,1%. E ainda, devido monitoramento destes ter sido iniciado após uma sobrecarga no sistema, e neste momento o SAC 1 ainda estar inoperante, o resultado de saída foi o menor dentre os demais pontos. Ressalta-se que de acordo com a legislação vigente para lançamento de efluentes em corpos receptores, CONAMA 430/2011, o limite permitido para os parâmetros O.veg e G.ani é de  $50mg.L^{-1}$ , e ainda por esta normativa, para efluentes de sistema de tratamento de esgoto doméstico o nível de O & G deve ser inferior a  $100 mg.L^{-1}$ .

Com relação a avaliação do O.veg, os valores sofreram incremento de (7,00 a 9,15 mg.L<sup>-1</sup>) a medida que o efluente avançava na UPT até P3, possivelmente devida a liberação deste a medida que o material orgânico vegetal sofria o ataque microbiano de degradação e humificação.

Apesar do incremento descrito, ao analisar a Figura 12B, referente a dispersão dos resultados obtidos, é notável a redução dos extremos que, no entanto, concentraram-se gerando um valor mediano crescente até P3 e com redução nos SAC's da UPT.

Avaliando conjuntamente os valores medianos de O&G e G.ani, observa-se comportamento semelhante entre os resultados. Este comportamento pode ser melhor avaliado por meio das Figura 12(A e C), em que no P2 devido a característica de escoamento da ARB para etapa seguinte, foi o que proporcionou a maior retenção na forma de sobrenadantes, no entanto, devido a oscilação do nível no interior da estrutura em alguns momentos este passava para P3. Pode-se inferir ainda que por efeito da temperatura local, em alguns dias esta carga emulsionava-se apresentando maior capacidade de escoamento.



**Figura 10** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) O&G (mg.L<sup>-1</sup>); (B) O.veg (mg.L<sup>-1</sup>); e (C) G.ani (mg.L<sup>-1</sup>).

Na Tabela 11, são apresentados os resultados estatísticos referente aos dados obtidos pelo monitoramento dos referidos parâmetros, em que não se obteve significância no teste KW e, portanto, os valores observados entre as etapas não foram consistentes para comparação entre os postos médios.

**Tabela 11** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de O & G, O.veg e G.ani, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
O & G (mg.L <sup>-1</sup> )	2,2793	0,6845	ns
O.veg (mg.L <sup>-1</sup> )	2,2276	0,694	ns
G.ani (mg.L <sup>-1</sup> )	0,487	0,9217	ns

e) **Nutrientes**

i. **Nitrogênio**

Na Tabela 12 são apresentados, os resultados dos valores medianos e respectivos CV's, referentes ao monitoramento dos teores das formas nitrogenadas presentes no efluente bruto, a ARB, produzida a partir da lavagem das instalações de confinamento animal e sala de ordenha, bem como os mesmos após as etapas de tratamento da UPT implantada no SIPA. Foram avaliados, portanto, o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.L<sup>-1</sup>), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>) e NTK (mg.L<sup>-1</sup>).

Os mesmos índices são apresentados na Figura 13(A, B, C e D), em que por meio de gráficos do tipo caixa, pode ser avaliada a dispersão dos valores obtidos ao longo do período de monitoramento.

**Tabela 12** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NTK após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	106,50	96,2	97,40	82,4	123,75	86,3	85,73	76,3	72,94	100,7
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,63	68,2	0,38	56,7	0,26	40,1	0,12	35,3	0,14	65,1
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	6,18	79,1	2,73	38,4	3,33	91,1	2,15	41,9	2,49	65,0
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	96,50	43,4	68,38	34,1	110,00	36,8	72,17	18,2	65,08	30,7

Analisando-se primeiramente os resultados do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, nota-se que o mesmo no reservatório de acumulo P1, apesar do valor mediano 106,50 mg.L<sup>-1</sup> ser inferior ao obtido em P3 (123,75 mg.L<sup>-1</sup>), em alguns momentos apresentou picos, representados na Figura 13A pela extensão dos “bigodes”. O comportamento apresentado na referida figura bem como a variação dos valores ao longo da UPT, obedeceram ao esperado para o parâmetro.

Por se tratar da forma molecular nitrogenada primária no ciclo de decomposição de resíduos orgânicos, apresenta-se em concentrações elevadas no efluente bruto, entretanto como o material encontra-se ainda em processo de degradação esta concentração poderá elevar-se até que o sistema de tratamento proporcione a sua remoção, por meio principalmente da sedimentação de material particulado, remoção por absorção pelas plantas, consumo pelos microrganismos e adsorção no meio suporte.

Neste sentido, constata-se que além de uma maior dispersão, representada pelo tamanho das caixas em P3, na Figura 13A, o valor mediano aumentou até este ponto, a partir do qual sofreu um decaimento nas duas rotas (P1-SAC 1 e P1-SAC 2) da UPT. E ainda, comparando-se os resultados obtidos para os SAC's, em que estes, em termos medianos e respectivos CV's, no SAC 2 foram (72,94 mg.L<sup>-1</sup>; 100,7%) enquanto no SAC 1 foram (85,73 mg.L<sup>-1</sup>; 76,3%), influenciados por picos de carga em determinado momento, a caixa do gráfico em SAC 2 demonstra que a maioria dos dados se concentraram mais próximos a mediana enquanto que em SAC 1 os mesmos variaram até valores mais elevados.

O decaimento do N proporcionado por ambos os SAC's, pode ser atribuído em menor quantidade, à absorção pelas culturas (taboa e vetiver), (Brix, 1997), e pelos microrganismos aderidos ao substrato e ao sistema radicular das macrófitas no leito cultivado, bem como ao teor incorporado ao material orgânico humificado residente (VYMAZAL, 2007).

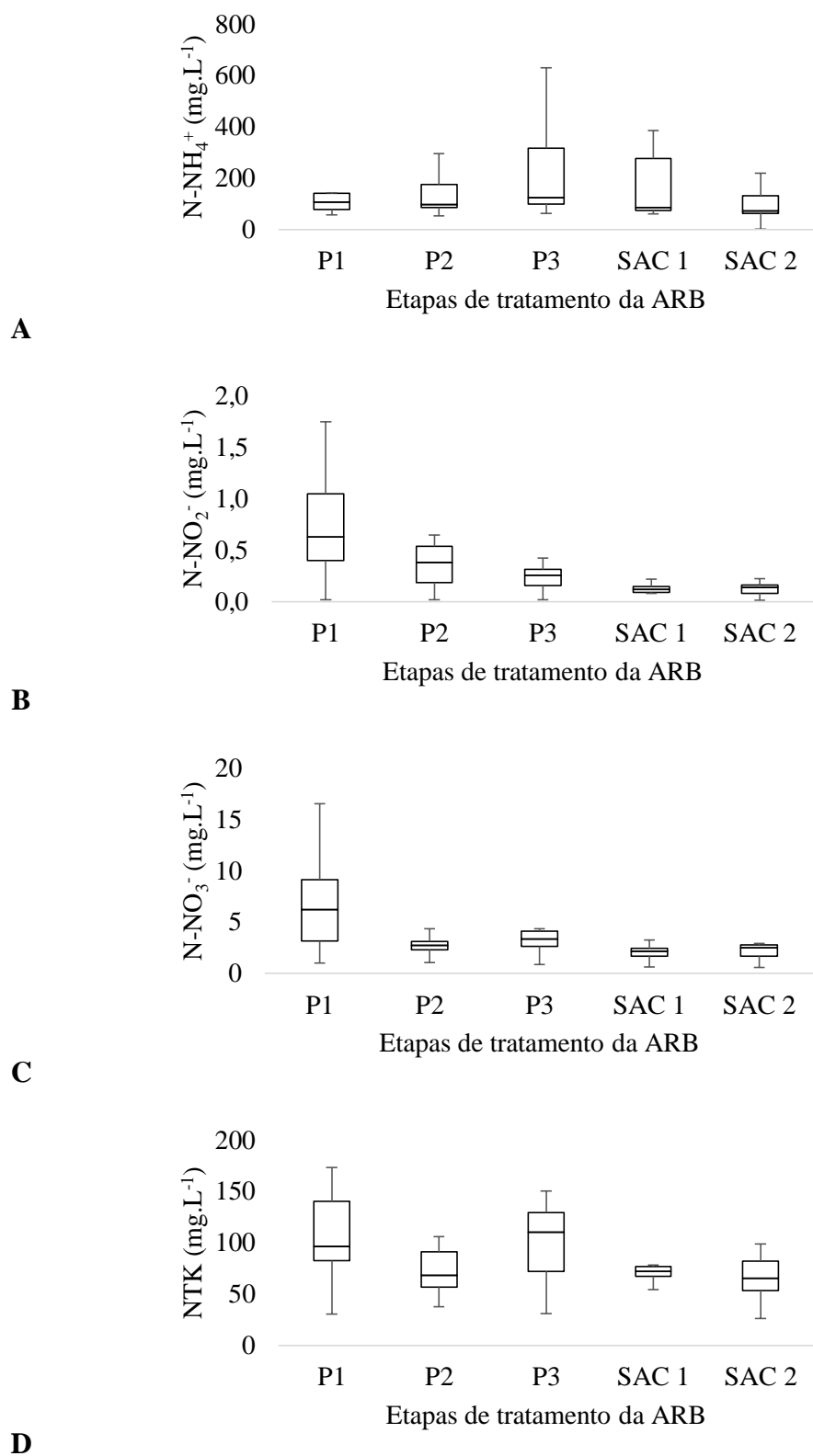
Na Tabela 13, em que são apresentados os resultados do teste não paramétrico KW e teste comparativo dos postos médios (t SNK) para os parâmetros em questão, observa-se que apesar da variação entre os dados em cada etapa, os mesmos não diferiram significativamente entre as etapas para o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> assim como para o NTK.

Analisando-se os resultados obtidos para o N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, observa-se que o afluente da UPT, em P1, apresentou os maiores valores, possivelmente devido ao OD advindo na água utilizada na lavagem das instalações e da turbulência no percurso entre as mesmas e P1, que podem ter proporcionado a transformação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. A partir de P2, os valores sofrem um decaimento, o que demonstra que o efluente pode ter nitrificado ao longo das etapas da UPT, mesmo que com baixos níveis de OD (entre 0,50 e 0,60 mg.L<sup>-1</sup>).

Por meio da Figura 13B, observa-se tanto a redução dos valores medianos em ambas as rotas na UPT como a redução da dispersão dos resultados a cada etapa, representada pela diminuição no tamanho das caixas no gráfico. Ainda, observa-se que no SAC 1 o valor mediano e a dispersão dos resultados foram inferiores aos obtidos no SAC 2, possibilitando a suposição de que a taboa cultivada no primeiro leito apesar de melhor adaptada a ambientes alagados, apresentou menor eficiência em injetar oxigênio através de seus aerênquimas, possivelmente devido ao sistema radicular ainda ser pouco desenvolvido e, portanto, proporcionando menor oxidação deste nutriente na rizosfera.

De acordo com Schierup et al. (1990), analisando o desempenho de SAC's na Dinamarca, para tratamento de esgoto doméstico, a remoção de nitrogênio nos leitos ocorre principalmente pela sedimentação dos SST, mas também devido aos processos de nitrificação-desnitrificação simultâneas na zona radicular. Os autores afirmam ainda que a oxidação do NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é insignificante nos SAC's de fluxo horizontal subsuperficial devido a competição pelo oxigênio dissolvido para degradação da matéria orgânica.

Pelissari et al. (2014), ao avaliarem a transformação da carga nitrogenada na ARB, por meio comparativo de dois SAC's, um de fluxo vertical e outro de fluxo horizontal, afirmaram que aproximadamente 55% do N removido no sistema horizontal deveu-se a absorção pelos microrganismos mais o adsorvido ao substrato filtrante do leito e uma parcela desnitrificada, obtendo, no entanto, 40% de N residual, na qual associaram ao desprendimento de biofilme e decomposição das raízes das macrófitas.



**Figura 11** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.L<sup>-1</sup>); (B) N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>); (C) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>); e (D) NTK (mg.L<sup>-1</sup>).



Para os valores de  $\text{N-NO}_3^-$ , assim como os de  $\text{N-NO}_2^-$ , as maiores concentrações foram encontradas no efluente bruto (P1), a partir do qual em P2 reduziu cerca de 45% variando de (6,18 a 2,73  $\text{mg.L}^{-1}$ ), e após P3 o comportamento observado foi de acréscimo até 3,33  $\text{mg.L}^{-1}$ , decrescendo a partir daí e alcançando na saída do SAC 2 2,49  $\text{mg.L}^{-1}$  e com decréscimo semelhante no SAC 1 tendo o efluente deste a concentração mediana de 2,15  $\text{mg.L}^{-1}$ .

Por meio da avaliação da Tabela 13, na qual são apresentados os resultados do teste KW e teste comparativo entre as etapas (t SNK) de tratamento na UPT, é confirmado que as etapas da UPT proporcionaram variação significativa para os resultados obtidos referente ao monitoramento do  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ . Analisando-se ainda os resultados estatísticos, nos mostra que o  $\text{N-NO}_2^-$  diferiu entre os pontos 1 e 5 ao nível de 0,01%, entre 1 e 4 ao nível de 1% e entre 1 e 3, 2 e 4, 2 e 5 ao nível de 5% de significância. Enquanto que o  $\text{N-NO}_3^-$  diferiu apenas entre 1 e 4, 1 e 2, e 3 e 4, respectivamente aos níveis de 1% o primeiro par e 5% entre os demais.

**Tabela 13** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$  e NTK entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
$\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	8,2463	0,0830	ns
$\text{N-NO}_2^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	22,8612	0,0001	(1 e 5 / <0,0001); (1 e 4 / <0,01); e (1 e 3, 2 e 4, 2 e 5 / <0,05)
$\text{N-NO}_3^-$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	13,6231	0,0086	(1 e 4 / 0,0007); e (1 e 2, 3 e 4 / <0,05)
NTK ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	11,5101	0,0214	(1 e 5, 3 e 5 / <0,01)

O NTK, apresentado na Tabela 12, em valores medianos e respectivos CV's, representa o somatório do nitrogênio orgânico e N amoniacal contido no efluente. O mesmo apresentou diferença estatisticamente significativa, como observado na Tabela 13 entre os pontos 1 e 5 e 3 e 5 ao nível de 0,01%, e é possível notar pela Figura 13D, que o seu valor inicial em P1 era elevado (96,5  $\text{mg.L}^{-1}$ ) decaiu cerca de 30% em P2, possivelmente proporcionado pela decantação dos particulados mais grosseiros, volta a elevar após P3 alcançando seu valor mediano máximo de 110,0  $\text{mg.L}^{-1}$  e após a passagem pelos SAC's observa-se que os leitos cultivados proporcionaram, reduções aproximadas, no SAC 1 e no SAC 2, respectivamente de 35% e 40%.

De acordo com Rico et al. (2011), avaliando um sistema de tratamento de ARB por meio de um sistema físico-químico em reator anaeróbico, associaram a remoção de mais de 80% do  $\text{N-NH}_4^+$  a formação de estruvita, em que esta precipita pela formação de fosfato hidratado de amônio e magnésio. E para Luederitz et al. (2001), a remoção de N em SAC's de fluxo horizontal pode estar associado a formação de ácidos húmicos.

Assumpção et al. (2011), afirmaram que a remoção de nitrogênio em SAC's para polimento de efluente tratado em tanque séptico e filtro biológico anaeróbico, se deve principalmente pela assimilação por microrganismos e macrófitas, além da troca iônica entre o efluente e o substrato filtrante do leito cultivado.

## ii. Fósforo e potássio

Na Tabela 14 são apresentados os resultados do monitoramento, em termos de valores medianos e respectivos CV's, para os nutrientes fósforo ( $P_2O_5$  e  $P-PO_4^{3-}$ ) e potássio, ambos em ( $mg.L^{-1}$ ). Já na Figura 14(A e B), é apresentada a dispersão dos resultados obtidos a partir do monitoramento dos níveis de fósforo, representadas para cada etapa da UPT por meio do gráfico de caixas para a população de dados obtidos ao longo do período de análise.

Justifica-se inicialmente o monitoramento do fósforo na forma molecular usual para águas e efluentes, o íon ortofosfato ( $P-PO_4^{3-}$ ) solúvel em água, por ser o que se combina com cátions formando sais, e principalmente por ser este o responsável juntamente com nitrogênio pela multiplicação de macro e microrganismos causando eutrofização de corpos d'água (LOURES et al., 2006). A segunda forma foi monitorada, levando-se em conta que é a tradicionalmente utilizada para representação de doses de adubação em cultivos agrícolas, e visto que o objetivo secundário da UPT é destinar o efluente tratado a disposição final via fertirrigação de sistema orgânico de produção, torna-se um parâmetro comparativo na avaliação do desenvolvimento das culturas.

**Tabela 14** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de  $P-PO_4^{3-}$ ,  $P_2O_5$  e K, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
$P-PO_4^{3-}$ ( $mg.L^{-1}$ )	151,00	24,7	146,25	13,5	129,00	19,1	103,43	24,1	100,17	23,0
$P_2O_5$ ( $mg.L^{-1}$ )	108,50	35,7	109,00	13,5	98,25	20,7	91,02	22,6	73,12	34,1
K ( $mg.L^{-1}$ )	122,35	62,8	129,00	18,5	126,90	22,8	117,03	18,6	94,76	31,5

Na Tabela 15, são apresentados os resultados da análise estatística, empregada para avaliar a variação entre os dados de cada etapa da UPT, bem como o teste para comparar entre quais destas os efeitos foram significativos.

**Tabela 15** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de  $P-PO_4^{3-}$ ,  $P_2O_5$  e K, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

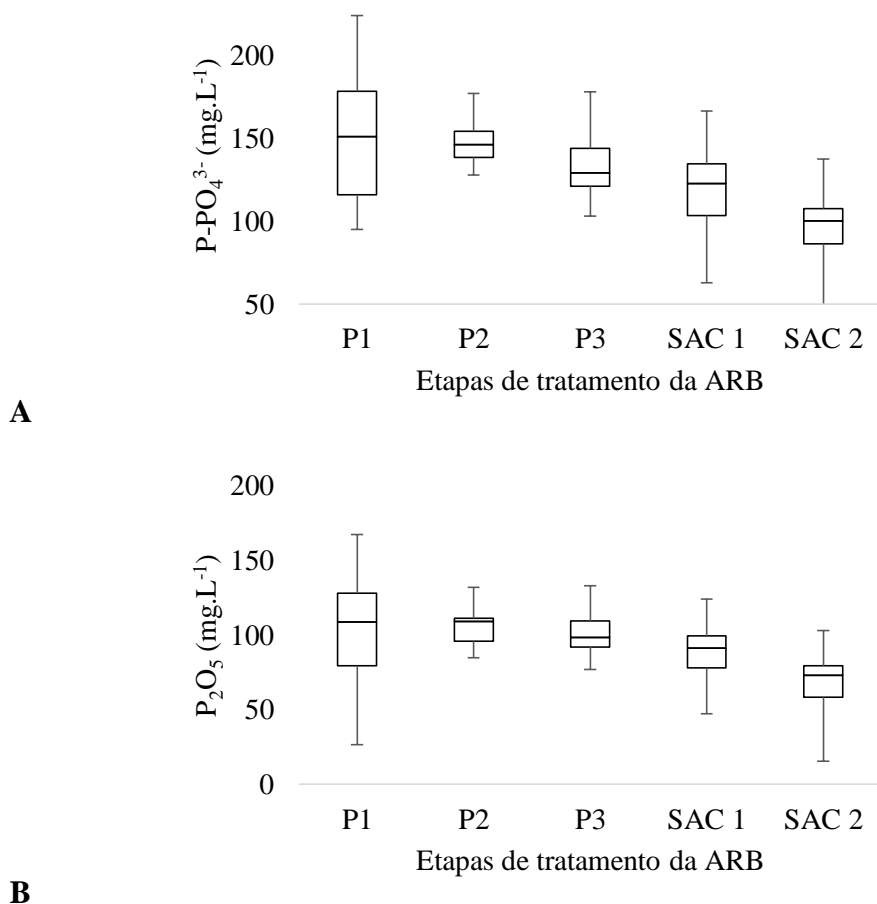
Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
$P-PO_4^{3-}$ ( $mg.L^{-1}$ )	26,0909	0,0000	(3 e 5 / <0,01); e (1 e 5, 2 e 5 / <0,001)
$P_2O_5$ ( $mg.L^{-1}$ )	27,2862	0,0000	(1 e 5, 2 e 5, 3 e 5 / <0,001)
K ( $mg.L^{-1}$ )	4,6868	0,3210	ns

Analisando-se os valores de  $P-PO_4^{3-}$  ( $mg.L^{-1}$ ), pode-se perceber que em todas as etapas os teores encontrados foram superiores as concentrações de formas nitrogenadas, em que o maior valor de N ( $N-NH_4^+=123,75 mg.L^{-1}$ , em P3), entretanto os CV's para estes

resultados foram menores, e pode-se notar a partir da Figura 14A e Figura 14B, que o afluente de P1 foi o que apresentou a maior dispersão, comprovada pelo tamanho das caixas no gráfico e pelo CV de 24,7. A partir de P1 até P3 observa-se redução de cerca de 15% da concentração variando de 151,00 a 129 mg.L<sup>-1</sup>, e conforme esperado as rotas da UPT ainda proporcionaram, por meio dos leitos cultivados, um consumo de cerca de 20% no SAC 1 (103,43 mg.L<sup>-1</sup>) e de 23% no SAC 2 (100,17 mg.L<sup>-1</sup>), este efeito pode ser associado ao consumo pelas culturas e microrganismos estabelecidos nos leitos, bem como pela formação de precipitados de Ca e Mg.

A variação dos valores de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, analisando-se a Tabela 14, foram semelhantes aos de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, apesar da faixa de valores ser mais baixa (73,12 – 109,00 mg.L<sup>-1</sup>), entre cada etapa da UPT, apresentaram comportamento equivalente. Comparando-se ainda os resultados medianos entre os dois parâmetros, nota-se que a razão entre P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> oscilou entre 29 e 18 %, sendo a menor diferença entre os valores encontradas após o SAC 2 e a maior em P1.

E ao avaliar os resultados do teste KW, apresentados na Tabela 15, para estes dois parâmetros em que a análise apresentou variações entre as etapas, sendo para o P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, entre os pontos 3 e 5 ao nível de 1% e entre os pontos 1 e 5 e 2 e 5 ao nível de 0,01%; de maneira semelhante, para o P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> apresentou entre os pontos 1 e 5, 2 e 5 e 3 e 5, diferenciação significativa ao nível de 0,01%.



**Figura 12** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg.L<sup>-1</sup>); e (B) P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (mg.L<sup>-1</sup>).

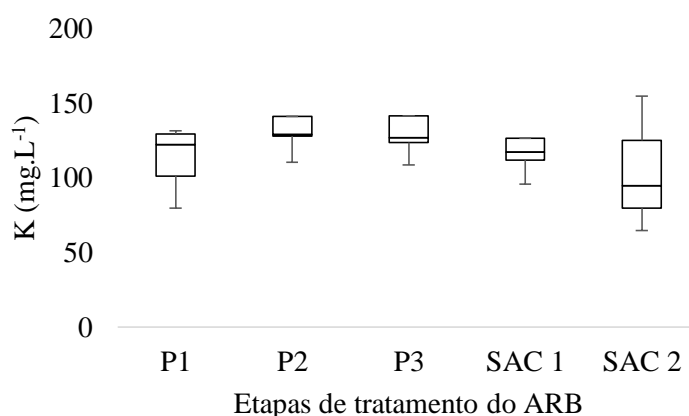
Diferentemente dos compostos nitrogenados, o fósforo em um sistema de tratamento biológico de efluentes não sofre transformações mediadas por grupos de microrganismos, a variação nos teores deste se deve principalmente pela solubilização do teor proveniente da degradação do material orgânico (KONNERUP et al. 2009).

De acordo com Loures et al. (2006), o mecanismo principal de remoção de fósforo ocorre por precipitação química, em acordo com o discutido por Rico et al. (2011) acerca da precipitação de estruvita, bem como absorvido por microrganismos e pelas plantas.

No entanto, de acordo com Tanner et al. (1995), ao avaliarem a capacidade de extração de nutrientes em SAC's, esta parcela é muito baixa, onde os autores associaram esta a 2% da remoção de fósforo. De acordo com Vymazal, (2007), em sistemas alagados a adsorção ao substrato é finita, e a partir de certo momento, alcançada a capacidade de retenção neste, gradativamente o sistema irá liberar no efluente, portanto, a sua remoção somente será eficiente no caso de alta produção de biomassa para exportação deste, e por sucessivas podas ao longo do ano.

Brix et al. (2001), avaliando diferentes substratos para remoção de fósforo em alagados construídos de fluxo subsuperficial, concluíram que a utilização de substratos ricos em cálcio, como a calcita e o mármore, apresentaram capacidade superior de remoção quando comparado a areia e ao cascalho. Os autores ressaltam, no entanto, que a uma parcela do fósforo, na qual é incorporada ao biofilme e/ou absorvida pelas plantas, o que favorecerá, que mesmo quando suplantada a capacidade de adsorção pelo substrato uma pequena parcela deste continue a ser removida.

A Figura 15 ilustra por meio do gráfico de caixas, a dispersão dos dados de teores de K na ARB, obtida a partir do monitoramento da UPT para as distintas etapas de tratamento. É possível notar que os valores medianos apresentaram menor variação após cada etapa se comparado ao comportamento do fósforo, e ao analisar os valores apresentados na Tabela 14, onde os valores medianos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e respectivos CV's foram apresentados, assim como os valores de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), estes foram superiores aos teores de  $\text{N-NH}_4^+$ , exceto em P2 ( $129,00\text{mg.L}^{-1}$ ), no entanto após o SAC 2 pode ser observado a que variabilidade foi influenciada por pico de concentração alcançando  $160\text{mg.L}^{-1}$ .



**Figura 13** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA, para o K ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

O potássio, normalmente não é um parâmetro de interesse no monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes doméstico, de acordo com Fia et al. (2015), no entanto a sua avaliação se torna importante ao se tratar de efluentes agroindustriais, nos quais o resíduo orgânico contido nesta é essencialmente composto por resíduos vegetais, em que muitas vezes

demandam quantidades substanciais deste nutriente para o desenvolvimento adequado (BRASIL et al., 2005).

Além do fato de estar presente em grandes quantidades em efluentes advindos de atividades agropecuárias, o K assim como o sódio (Na), é um íon altamente solúvel e responsável pela alteração da condutividade elétrica, de acordo com Lo Monaco (2005), o K não forma complexos orgânicos (MATOS et al., 2010), portanto, a sua remoção em um sistema de tratamento biológico se processa apenas pela remoção deste pelas plantas, ou ainda por meio da adsorção ao substrato de preenchimento dos leitos.

Como discutido acima, os valores das concentrações das duas formas de monitoramento do fósforo foram influenciados pelas etapas de tratamento na UPT, corroborado pelo resultado do teste KW, no entanto apenas na rota composta pelo SAC 2 a diferenciação foi significativa. E com relação ao potássio, apesar da redução entre P1 e os SAC's, pela análise estatística esta variação não pode ser considerada significativa ( $p=0,3210$ ).

### iii. Cálcio, magnésio e sódio

São apresentados a seguir, na Tabela 16, os valores medianos e respectivos CV's, referente aos resultados obtidos ao longo do período de monitoramento da qualidade do efluente de cada etapa da UPT para os níveis de Ca, Mg e Na ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

**Tabela 16** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), de Ca, Mg e Na, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
Ca ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	51,47	8,6	46,47	1,3	47,35	12,8	39,88	8,3	34,30	9,7
Mg ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	32,71	18,0	34,51	12,1	33,02	15,0	30,60	10,0	25,30	16,1
Na ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	20,61	5,1	21,35	10,7	23,58	19,2	16,77	6,8	17,02	15,5

Analisando-se os dados acima, nota-se que dentre nutrientes avaliados estes foram os que apresentaram menor variabilidade, representada pelo CV, em que estes oscilaram entre 1,3 e 12,8%, 10 e 18% e 5,1 e 19%, respectivamente para Ca, Mg e Na.

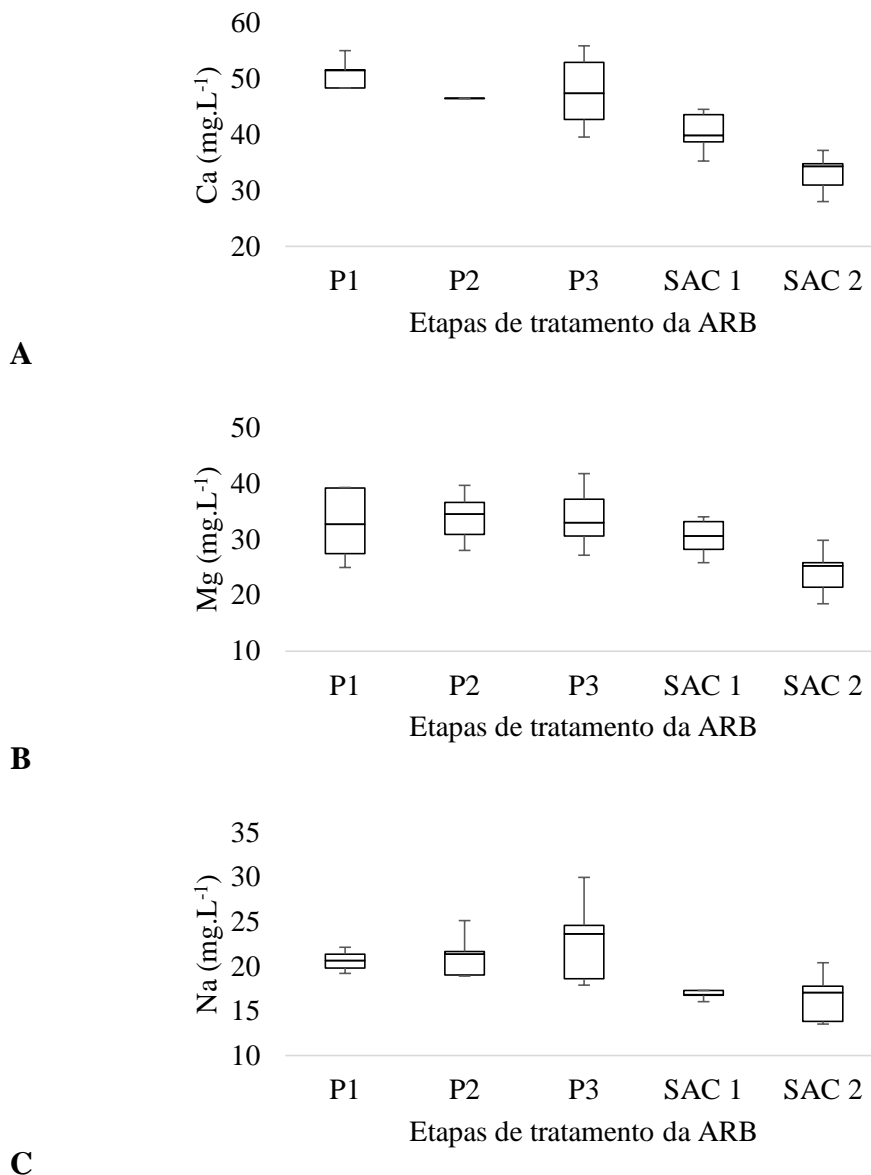
Nota-se que para o Ca, P1 apresentou a concentração mais elevada ( $51,47 \text{ mg.L}^{-1}$ ), seguido de um decaimento de cerca de 10% em P2 e com incremento de 2% em P3. Os valores elevados em P1, bem como o acréscimo observado após P3, pode ser resultado da deterioração da estrutura de concreto de P1, bem como pelos blocos utilizados para sustentar o fundo falso de P3.1. Ao passar pelas rotas (SAC 1 e SAC 2), novo decaimento foi proporcionado, sendo estes respectivamente ao total para cada rota de aproximadamente 22% e 33%.

A mesma diferença entre os resultados em cada rota pode ser observada para Mg e Na, onde as concentrações finais são mais baixas que as iniciais (P1), e para o SAC 1 foram de ( $30,60$  e  $16,77 \text{ mg.L}^{-1}$ ) enquanto que para o SAC 2 as mesmas foram de ( $25,30$  e  $17,02 \text{ mg.L}^{-1}$ ). A diferença entre os resultados finais (SAC 1 e SAC 2) pode ser devido a diferença na extensão do período de operação de cada leito cultivado, associado ainda a baixa capacidade de troca de cargas com o substrato dos leitos faça com que o mesmo apresente baixa eficiência em adsorver os elementos. E ainda que, apesar de não ter sido mensurada a

capacidade de extração nutricional pela taboa, por conta da idade das plantas, esta ainda não estivesse absorvendo nutrientes na sua máxima taxa de exportação.

Pode-se observar a partir da Figura 16C, relativo a variação dos níveis de Na, que apenas após ser submetido aos leitos cultivados a ARB apresentou decaimento na concentração, onde sugere-se que esta é devido a absorção pelos cultivos.

São apresentados na Figura 16(A, B e C), por meio de gráficos de caixa, a dispersão dos resultados das concentrações em ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) de Ca, Mg e Na.



**Figura 14** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) Ca ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); (B) Mg ( $\text{mg.L}^{-1}$ ); e (C) Na ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

Na Tabela 17, são apresentados os resultados da análise estatística, empregada para avaliar a variação entre os dados de cada etapa da UPT, bem como o teste para comparar entre quais destas os efeitos foram significativos.

**Tabela 17** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de Ca, Mg e Na, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	16,4075	0,0025	(1 e 4/<0,05); e (1 e 5, 2 e 5, 3 e 5/<0,01)
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	8,928	0,0629	ns
Na (mg.L <sup>-1</sup> )	12,6498	0,0131	(1 e 4, 1 e 5, 2 e 4, 2 e 5, 3 e 4, 3 e 5/<0,05)

A partir dos resultados apresentados na Tabela 17, observa-se que a variação proporcionada pelas rotas da UPT foi significativa apenas para o Ca (p<0,01) e Na (p<0,05). Desta forma, para variação dos níveis de Ca, foram significativas ao nível de 5% entre os pontos 1 e 4, e ao nível de 1% entre os pontos 1 e 5, 2 e 5 e 3 e 5, enquanto para os níveis de Na, foram significativas as diferenças, ao nível de 5%, entre os pontos 1 e 4, 1 e 5, 2 e 4, 2 e 5, 3 e 4, 3 e 5.

### 5.2.3 Parâmetros microbiológicos

São apresentados na Tabela 18, os resultados do monitoramento bacteriológico realizado para avaliar a carga de patógenos *C.Termo*, *E.coli* e *Salmonella* no efluente das instalações do SIPA, bem como ao longo de cada uma das etapas da UPT. Os resultados apresentados para *C.Termo* e *E.coli* encontram-se apresentados em valores de unidade logarítmica de número mais provável em 100 mL, enquanto que para *Salmonella* apenas como presença/ausência em 100 mL de ARB.

Quanto aos resultados de *Salmonella*, estes foram constantes ao longo das etapas da UPT, em que foi encontrada presença (P) de estrutura desta bactéria em todas as amostras analisadas para todos os pontos.

**Tabela 18** - Caracterização da ARB, em termos medianos e respectivos CV (%), para *C.Termo*, *E.coli* e *Salm.*, após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) de tratamento da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	UPT - Etapas de tratamento da ARB [Mediana / CV (%)]									
	P1		P2		P3		SAC 1		SAC 2	
	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv	mediana	cv
<i>C.Termo</i> [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	11,00	5,7	11,00	20,8	10,00	12,8	5,98	6,9	4,39	12,1
<i>E.coli</i> [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	10,00	19,2	10,00	19,9	8,25	9,0	5,52	12,1	4,39	6,4
<i>Salm.</i> (P/A. 100mL <sup>-1</sup> )	P*	0,0	P	0,0	P	0,0	P	0,0	P	0,0

\* Presença

Quanto aos demais indicadores (*C.Termo* e *E.coli*), observa-se que a UPT proporcionou um decaimento ao longo do sistema de tratamento e que os níveis de *E.coli* estiveram sempre no mínimo 1 unidade logarítmica inferior, exceto após a passagem pelos SAC's que, foram as etapas que proporcionaram o maior decaimento com relação ao total, aproximando-se para ambos indicadores, nos dois leitos o total de 50%.

Estes resultados mostram, portanto, que com o passar do tempo, a medida que leito cultivado avança no estágio de maturação, onde as populações de microrganismos irão realizar mais intensamente a decomposição da matéria orgânica, estas ao mesmo tempo

estarão proporcionando controle dos grupos de bactérias potencialmente prejudiciais à saúde humana, por meio de competição e predação das mesmas.

Davies e Bavor (2000), avaliaram a eficiência em remoção da carga bacteriana contida em águas pluviais para reúso recreacional, por meio de um alagado construído comparado a um tanque de acúmulo. Os autores destacaram como mecanismos de redução de microrganismos no leito a filtração, irradiação solar incidente, sedimentação/agregação, oxidação, antibiose, competição e como fator predominante a predação. Destacaram ainda, que a carga bacteriana esteve exclusivamente associada as pequenas partículas, e por isto a menor eficiência do tanque em proporcionar a decantação destas.

Sousa et al. (2004) ao avaliarem um sistema de tratamento de efluentes domésticos, composto por um reator anaeróbio UASB, seguido de leitos cultivados de fluxo subsuperficial, concluíram que os leitos vegetados foram mais bem-sucedidos na redução dos níveis de C.Termo no efluente, comparados ao leito sem vegetação. Os autores associaram a remoção a fatores físicos e biológicos, proporcionados pela formação do biofilme no substrato e zona radicular das macrófitas, bem como pela liberação de substâncias com efeito biocida liberadas no meio pelo sistema radicular das plantas, além da predação por outros organismos que ali se desenvolvem.

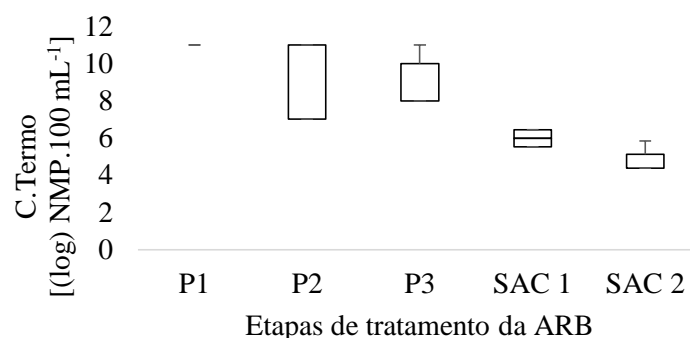
Já Tonetti et al. (2012), ao avaliarem o tratamento de esgotos sanitários por meio de filtros anaeróbios combinados com filtro de areia, e após a passagem pelo reator anaeróbio foi constatado aumento na densidade de *E.coli*, enquanto que após a passagem pelo filtro de areia obtiveram redução de duas unidades logarítmicas tanto para *E.coli* quanto para coliformes totais. Os autores recomendaram, com base no baixo nível de turbidez do efluente final, que visando o reúso na agricultura, fosse utilizado um agente desinfetante afim de se alcançar os padrões de uso irrestrito em irrigação.

Rivera et al. (1995), avaliaram a remoção de patógenos de AR pelo método de tratamento de zonas de raízes, concluindo que o método adotado foi satisfatório para remoção de bactérias em regiões tropicais. Os autores compararam a eficiência de leitos plantados e não plantados, sendo que o primeiro proporcionou maior remoção, e ainda a utilização de diferentes substratos para preenchimento, sendo que o efeito proporcionado pela utilização de cascalho foi superior ao solo. Não foi detectada diferença entre as macrófitas adotadas.

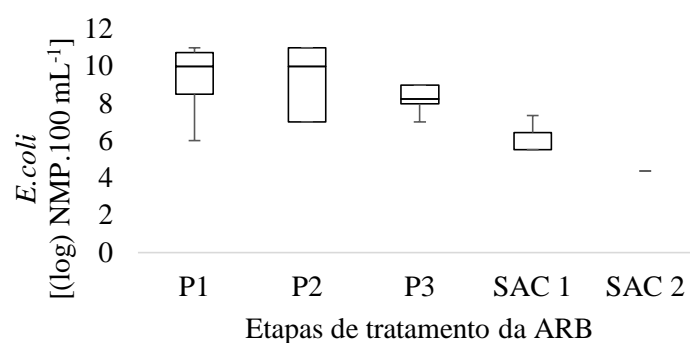
Na Figura 17(A e B) são apresentadas as dispersões dos resultados obtidos, por meio de gráficos de caixa, para as concentrações, em unidade logarítmica de  $[(\log). \text{NMP}.100 \text{ mL}^{-1}]$  de C.Termo e *E.coli*.

A partir dos gráficos da Figura 17(A e B), é possível notar que após P2 as reduções na população de bactérias foram mais elevadas. Complementando-se esta análise, por meio da Tabela 19, onde estão expostos os resultados dos testes KW e SNK, comprova-se que a UPT proporcionou uma redução significativa na população bacteriana de indicadores de contaminação fecal (C.Termo e *E.coli*), em ambas as rotas da UPT para C.Termo, e para *E.coli* entre P1 e SAC 2, ao nível de 1%.





A



B

**Figura 15** - Variabilidade dos resultados do monitoramento da ARB, tratada após cada etapa (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2) na UPT do SIPA: (A) C.Termo [(log). NMP.100 mL<sup>-1</sup>]; e (B) E.coli [(log). NMP.100 mL<sup>-1</sup>].

**Tabela 19** - Resultados do teste não-paramétrico KW [H e p (valor)] e teste comparativo dos postos médios t SNK [nível médio de significância (NMS)] para os valores de C.Termo e E.coli, entre as etapas (P1, P2, P3, SAC 1 e SAC 2), da UPT implantada no SIPA.

Parâmetros	Teste KW		t SNK
	H	p (valor)	Diferença entre pontos / NMS
C.Termo [(log). NMP.100 mL <sup>-1</sup> ]	16,746	0,0022	(1 e 4 / 0,0015); e (1 e 5 / 0,0017)
E.coli [(log). NMP.100 mL <sup>-1</sup> ]	16,047	0,0030	(1 e 5 / 0,0018); e (2 e 5 / 0,0027)

Nota-se que, na Tabela 19, para o monitoramento de C.Termo, a análise estatística considerou significativa as diferenças entre 1 e 4, e 1 e 5 ao nível de 1% e entre os pontos 2 e 4, 2 e 5, 3 e 4, e 3 e 5 ao nível de 5%, ou seja, apenas entre o efluente bruto (P1) e o tanque séptico (P2) a redução não foi significativa.

Para a diferença na população de E.coli na ARB após as etapas, foi significativamente diferente pelo teste empregado entre os pontos 1 e 5, e 2 e 5 ao nível de 1%, enquanto que entre os pontos 1 e 4, 2 e 4, e 3 e 5 foram diferentes ao nível de 5%.

### 5.3 Eficiência (%) de Tratamento pelas Etapas da UPT

#### 5.3.1 Rotas (1 e 2) de tratamento na UPT

Na Tabela 20, são apresentados em termos de porcentagem, a variação proporcionada pelas rotas de tratamento da ARB, sendo estas Rota 1 de P1 ao SAC 1 (cultivado com taboa) e Rota 2 de P1 ao SAC 2 (cultivado com vetiver), levando-se em consideração ainda que o leito cultivado com a Taboa, teve sua operação iniciada 20 meses após o início da operação do leito cultivado com o capim vetiver. Ressalta-se, ainda, que os valores de eficiência obtidos para a ARB após a passagem pelos leitos cultivados (SAC 1 e SAC 2), levam em consideração o efeito da evapotranspiração avaliado por meio da diferença entre o volume afluente e o efluente coletado na saída de cada um dos leitos separadamente.

**Tabela 20** - Valores de totais de eficiência (%) de remoção, para as rotas (Rota 1 e Rota 2) de tratamento dos parâmetros físico-químicos e biológicos, da ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.

Rota 1							
Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)
DBO	54,86	OD	-20,00	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	19,50	K	4,34
DQO	58,05	O & G	37,21	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	80,98	Ca	22,51
DQO/DBO	5,23	O.veg	8,06	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	65,19	Mg	6,47
SST	96,63	G.ani	39,29	NTK	25,21	Na	18,65
Turbidez	82,23	Salm.	0	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	16,11	CE	16,53
Cor	75,50	C.Termo	45,67	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	18,72	RAS	8,92
pH	-6,06	E.coli	44,84				

**Tabela 20 - continuação**

Rota 2							
Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)
DBO	81,10	OD	-20,00	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	31,51	K	22,55
DQO	83,44	O & G	-33,50	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	78,30	Ca	33,36
DQO/DBO	-22,35	O.veg	-7,07	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	59,77	Mg	22,66
SST	94,64	G.ani	0,67	NTK	32,56	Na	17,45
Turbidez	78,21	Salm.	0	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	32,61	CE	-9,52
Cor	67,62	C.Termo	60,12	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	33,66	RAS	2,91
pH	-6,06	E.coli	56,13				

A partir da comparação entre os dados de eficiência (%), obtida na Rota 1 e Rota 2 de tratamento da ARB na UPT, nota-se que a Rota 2 foi mais eficiente em reduzir a maioria dos índices, excetuando-se SST, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Na, Turbidez, RAS, Cor, O & G, O.veg e G. ani., nos quais a Rota 1 alcançou respectivamente a marca de remoção de 96,63%, 80,98%, 65,19%, 18,65%, 82,23%, 8,92%, 75,50%, 37,21%, 8,06% e 39,29%.

No entanto, pode-se notar que a eficiência de remoção de SST, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Na e Turbidez encontram-se muito próximas em ambas as Rotas, em que estas foram para Rota 2

respectivamente 94,64%, 78,30%, 17,45% e 78,21%, e que a diferença de eficiência em remoção de cada um dos referidos parâmetros também estiveram, onde estas foram 2% para SST, 2,6% para  $\text{N-NO}_2^-$ , 1,2% para o Na e 4,02% para Turbidez.

De maneira análoga, os resultados finais da Cor do efluente das Rotas da UPT, demonstraram que a Rota 2 removeu menos cerca de 8% se comparado a Rota 1. E, ao analisar a capacidade da UPT para tratamento de O & G, O.veg e G.ani, nota-se efeito semelhante, no entanto mais acentuado, que para os anteriormente citados, ou seja, a rota composta pelo leito cultivado com a taboa proporcionou respectivamente, a remoção de 37,21%, 8,06% e 39,29%, ao passo que os valores negativos obtidos para a eficiência (O & G e O.veg) na Rota 2 significam que o leito com vetiver gradativamente liberou o resíduo filtrado pelo substrato de brita, demonstrando com isso a necessidade das etapas mais eficientes em remove-los precedendo a disposição no leito.

Analisando-se os resultados percentuais de remoção de nutrientes, para os avaliados N, P, K, Ca, Mg e Na, a Rota 1 composta pelo SAC 1 (cultivado com taboa) apresentou remoção, em ordem decrescente de eficiência de  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ , NTK, Ca,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , Na,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , Na, Mg e K, respectivamente para as remoções em percentagem de 80,98; 65,19; 25,21; 22,51; 19,5; 18,72; 18,65; 16,11; 6,47; e 4,34. Em quanto a Rota 2 composta pelo SAC 2 (cultivado com vetiver), apresentou em ordem decrescente de eficiência  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , Ca,  $\text{P}_2\text{O}_5$ , NTK,  $\text{N-NH}_4^+$ , Mg, K e Na, respectivamente para as remoções em percentagem de 78,30; 59,77; 33,66; 33,36; 32,61; 32,56; 31,51; 22,66; 22,55; e 17,45.

Tal fato pode ser atribuído a três principais fontes de variação ligados ao desenvolvimento das plantas: o tempo transcorrido entre o início da operação do leito cultivado com o vetiver, cerca de 25 meses antes do leito com taboa; a capacidade de extração de nutrientes pelo vetiver ser superior ao da taboa, e a taboa encontrar-se ainda em fase de desenvolvimento radicular, onde nesta, a planta apresenta-se com menor capacidade de exploração pela rizosfera e, portanto, de absorver nutrientes da solução.

Entretanto, um fator que pode possivelmente contribuir no desempenho reduzido do vetiver em remover alguns nutrientes (nitrito e nitrato), é que apesar de não ter sido avaliado analiticamente, visualmente as plantas de vetiver apresentaram sinais de intoxicação ou desbalanço entre alguns elementos ou outra forma de estresse pelo ambiente, possivelmente a salinidade do efluente, em que a ponta das folhas, primeiramente ficavam roxas e passados alguns dias ressecavam.

Neste período algumas plantas foram avaliadas quanto ao crescimento do sistema radicular, e nestas notava-se que as raízes apresentavam “calos”, no qual aparentavam dificuldade de penetração no leito, pelo tamanho dos poros no mesmo serem pequenos se comparados ao diâmetro das raízes, e o efeito abrasivo das pedras em contato com as raízes. Ao serem comparadas as raízes das plantas, estas aparentemente apresentavam injúrias pelo contato com o substrato, com as raízes das plantas localizadas na periferia da área superficial do SAC, onde estas cresciam faceando a lona utilizada na impermeabilização do leito cultivado, estas não apresentavam sinais de estresse tanto da parte aérea quanto do sistema radicular e alcançavam maiores profundidades.

Pode-se sugerir, portanto, que para aumentar a eficiência de extração de nutrientes pelo capim vetiver, uma alternativa seria a seleção de substratos menos impactantes, que possibilitem um maior desenvolvimento do sistema radicular.

Belmont & Metcalfe (2003), testando o potencial de utilização de alagados construídos no cultivo de flores ornamentais, notaram que a utilização de substrato composto por pedras no preenchimento dos leitos, prejudicaram o sistema radicular das plantas avaliadas, inibindo o desenvolvimento das mesmas. Os autores destacaram ainda que as

plantas não influenciaram a taxa de remoção de matéria orgânica avaliada pelo monitoramento de DQO, mesmo com a carga afluente baixa.

Pode-se ainda relacionar as diferenças encontradas entre a eficiência de remoção de nutrientes, a capacidade de adsorção pelo material utilizado como substrato dos leitos cultivados, devido a baixa capacidade de troca de cargas pela brita, mais uma vez aliado ao fato do leito com vetiver ter recebido efluente por um período mais longo, neste pode ter sido saturada a capacidade de retenção dos íons em solução e a partir de certo momento a retenção destes ser menor neste SAC.

Ao avaliar os desempenhos relativos a CE e RAS, nota-se primeiramente que para ambos a rota composta pelo SAC 1 (cultivado com a taboa) proporcionou uma maior eficiência em redução, respectivamente 16,53% e 8,92%. Entretanto, apesar desta diferença de redução, após o SAC cultivado com o capim vetiver os resultados obtidos estiveram na mesma faixa de classificação quanto a severidade de uso ou descarte do efluente, em que as porcentagens de variação foram de -9,52 e 2,91, respectivamente para CE e RAS. Estes resultados podem estar associados ao fato de que o SAC 1 apresentou eficiência superior em remover o Na, como já discutido anteriormente.

### 5.3.2 Tanque séptico

O tanque séptico (TS), foi inserido na UPT como etapa complementar ao tanque de acumulo do efluente bruto P1, a esterqueira, vislumbrando o efeito predominante de retenção de sólidos, dissolvidos e em suspensão, bem como para cumprir o papel de separador de gorduras do efluente.

Na Tabela 21, são apresentados os resultados de eficiência de remoção, proporcionados pelo tanque séptico (P2) ao efluente de P1, antes que o mesmo seguisse para o filtro biológico de fluxo ascendente.

**Tabela 21** - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo tanque séptico (P2), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.

Tanque Séptico (P2)							
Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)
DBO	61,42	OD	0	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	8,54	K	-5,44
DQO	42,76	O & G	-23	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	39,33	Ca	9,71
DQO/DBO	-17,98	O.veg	-23,57	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	55,83	Mg	-5,49
SST	82,95	G.ani	8,96	NTK	29,15	Na	-3,58
Turbidez	69,77	Salm.	0	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	-0,46	CE	8,77
Cor	59,56	C.Termo	0	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	3,15	RAS	-2,12
pH	-3,03	E.coli	0				

A partir dos resultados apresentados na Tabela 21, constata-se que P2 reteve 82,95% dos SST, e contribuiu com a remoção de DBO e DQO, em 61,42% e 42,76% respectivamente. Esta etapa proporcionou ainda remoção de 69,77% da Turbidez da ARB e 59,56% da Cor, e além de ter proporcionado uma remoção de 8,96% da G.ani.

A remoção das formas nitrogenadas, bem como de fósforo ( $P-PO_4^{3-}$ ) e Ca, podem estar associadas a sedimentação proporcionada pela estrutura, visto que estes também estão associados ao material orgânico retido no tanque séptico. Com relação ainda aos nutrientes, observa-se que  $P_2O_5$ , K, Mg e Na aumentaram a concentração nesta etapa, este efeito pode ser resultado da mineralização do efluente bruto, que a medida que o mesmo é atacado e digerido por microrganismos, elementos antes constituintes do tecido celular são deslocados para solução.

O aumento da RAS, possivelmente acompanhou o resultado da mineralização do resíduo, em que foi constatado acréscimo de 5,49% no teor de Mg e 3,58% de Na. Neste sentido, ainda pode-se notar que o teor de K apresentou um incremento de 5,44%, sem que por efeito destes ocorresse aumento da CE, que apresentou uma redução de 8,77%.

Conforme esperado, esta etapa não alterou os níveis de patógenos indicadores de contaminação fecal, observados pelos valores de remoção de C.Termo e E.coli iguais a 0%. Assim como estes indicadores, não foi observada variação da concentração de OD na ARB após esta etapa.

Philippi et al. (1999), avaliaram a utilização de tanque séptico como pré-tratamento de efluentes sanitários para um SAC de fluxo horizontal, no qual obtiveram remoção de 33% de DQO e 32% para DBO. Os autores ressaltaram que por conta da forma de alimentação do TS, em que o mesmo ressuspensão os sólidos retidos, o teor de SST efluente desta etapa em alguns momentos foi superior ao do afluente, sendo os valores apresentados respectivamente 180 e 119  $mg.L^{-1}$ . Sezerino et al., (2007), recomendaram a partir da avaliação de um conjunto de tratamento composto por TS e SAC de fluxo vertical que a manutenção do tanque ocorra em intervalos de dois anos, no entanto os primeiros autores citam que para ocorrer efetiva metanização nesta etapa, se faz necessário um período de maturação de dois anos, e que a partir disso será possível ainda alcançar a desnitrificação neste reator.

Colares e Sandri (2013), utilizaram uma série de estruturas para o tratamento de esgoto sanitário, composta por três TS e três SAC's de fluxo horizontal, para alcançar os níveis de remoção de 65,40% de DQO, 79% de DBO, 87,12% de SST e 82,54% de turbidez, nos quais atenderam ao padrão de lançamento em corpos hídricos de classe 2, no entanto, a remoção de indicadores de contaminação, C.Termo apesar da elevada capacidade de remoção (95%) não atenderam aos padrões para descarga em corpos hídricos.

Almeida et al. (2010) implantaram e avaliaram um sistema composto por TS e SAC de fluxo horizontal, para tratamento alternativo de esgoto residencial, de acordo com os autores, apesar de não ter sido caracterizado o efluente bruto, estimaram a eficiência do TS na remoção de carga orgânica equivalente a 13% aproximadamente para DBO e DQO.

Assumpção et al. (2011), testaram a eficiência de um conjunto em série composto por TS, 2 filtros anaeróbios e um leito cultivado de fluxo horizontal, para tratamento de esgoto sanitário para atendimento de cerca de 400 pessoas por dia, na qual foi avaliada a eficiência média total do sistema em 63% de turbidez, 20,3% de fósforo total, 46% DBO e 29,7% DQO, e para C.Termo a eficiência global média do sistema foi de 46%.

Travis et al. (2012) avaliaram um sistema de tratamento composto por dois TS's e alagados construídos, um de fluxo vertical sem recirculação e um com recirculação, para remoção dos níveis de gorduras proveniente de uma instalação de criação e ordenha de caprinos, visando o reúso em ambiente árido no deserto de Negev em Israel.

O conjunto de reatores anaeróbios em série, avaliados pelos autores, apresentavam TDH total de 5 dias, visando a remoção de óleos e graxas por desnatação e solubilização de sólidos em geral, no qual obtiveram a redução de 85% SST e 92% de O & G; destes, os autores estimaram ainda pela diferença entre a entrada e saída de sólidos e o percentual de lodo formado, a degradação biológica variando de 40 a 60% ao longo do período de monitoramento, considerada razoável levando-se em conta a característica de alta carga de

gordura no afluente. Os autores observaram ainda acréscimo no teor de Na e na RAS do efluente do tratamento anaeróbio, no qual associaram este aos produtos utilizados na higienização de materiais da ordenha o NaCl e NaOH.

### 5.3.3 Filtros biológicos

Em sequência ao tanque séptico P2, o conjunto de filtros biológicos instalados em série (P3), sendo o primeiro após P2, um filtro biológico de fluxo ascendente com material suporte para colonização microbiana a base de brita #1 e após este, o filtro biológico de fluxo descendente com material suporte a base de conduíte corrugado picado.

Vale ressaltar que no primeiro filtro o nível era constante de efluente e saturação, enquanto que no segundo o nível é mantido constante apenas em 0,40m a partir da base, com o restante da coluna variando durante os períodos de operação da UPT, entre máximo (0,70m) e mínimo (0,40m), o que, portanto, proporcionava na parte superior a saturação dependente do regime de fluxo e operação, enquanto que a camada mais profunda permanecia constantemente saturada, alternando a estrutura da comunidade microbiana instalada em virtude da dinâmica de oxigenação do maciço.

Na Tabela 22, são apresentados os resultados de variação de contaminantes, proporcionados pelo conjunto de filtros biológicos ao efluente de P2, antes que o mesmo seguisse para os SAC's.

**Tabela 22** - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo conjunto de filtros biológicos (P3), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.

Filtros biológicos (P3)							
Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)
DBO	11,82	OD	0	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-27,05	K	1,63
DQO	51,94	O & G	-35,69	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	33,02	Ca	-1,89
DQO/DBO	1,93	O.veg	-5,78	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-22	Mg	4,32
SST	35,48	G.ani	-37,82	NTK	-60,88	Na	-10,44
Turbidez	5,16	Salm.	0	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	9,86	CE	-31,75
Cor	-4,15	C.Termo	9,09	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	11,79	RAS	-8,98
pH	-3,38	E.coli	17,5				

Ao analisar o efeito proporcionado pelas estruturas a ARB, nota-se que em relação a carga orgânica, a etapa proporcionou, ainda que em menor magnitude um decaimento de 11,52% de DBO se comparado a P2, e na redução de DQO a remoção observada foi de aproximadamente 52%, sendo esta superior a etapa anterior.

Pode-se notar ainda que, a razão de biodegradabilidade da ARB, representada pela razão DQO/DBO, reduziu em 1,93%, o que, se comparada ao ocorrido em P2 cuja etapa na UPT proporcionou um incremento de 17,98%, indica que a partir de P3 o efluente encontra-se ligeiramente mais biodegradável que antes de ser submetido a esta etapa do tratamento.

Em avaliação de um sistema de tratamento de ARS, Duda et al. (2011), avaliaram um filtro anaeróbio (FA) após um reator UASB, em que no FA utilizaram colmos de bambu como material recheio; dentre os quatro ensaios realizados pelos autores, onde foi monitorada a variação da carga orgânica aplicada, encontraram para o conjunto (UASB+FA), eficiência de

remoção de DQO total variando entre 91 e 83%, sendo as menores observadas nos últimos ensaios, em que estes resultados foram relacionados ao arraste de sólidos do lodo.

Com o objetivo de, também tratar ARS, Pereira-Ramirez et al. (2004), testaram uma configuração semelhante, composta de um reator UASB seguido por FA, no qual alcançaram eficiência de remoção de DQO total de 58,7% (de 2540 para 1000 mg.L<sup>-1</sup>), ao qual atribuíram a capacidade de retenção de sólidos pelo material filtrante, sendo esta equivalente a 26% dos sólidos totais aplicados, ao qual o sistema estabilizou o material orgânico, de acordo os autores, por meio da hidrólise, acidificação e metanogênese.

Analisando-se conjuntamente a eficiência de remoção de SST e Turbidez, é possível perceber uma redução da remoção, se comparado a etapa anterior, no entanto para SST obteve-se remoção de 35,48% e Turbidez de 5,16%, resultados estes que sugerem que a etapa cumpriu com o propósito de filtração biológica do efluente. Deve-se ressaltar, no entanto que, esta reduzida eficiência pode ser resultado da elevada remoção proporcionada pela etapa anterior para os mesmos parâmetros, no qual o tornaram mais diluído.

No entanto de acordo com os resultados de Pereira-Ramirez et al. (2004), a baixa eficiência de remoção de SST, pode estar associada a superfície específica do material de recheio, onde no caso, os autores utilizaram peças plásticas. Já Almeida et al. (2011), ao avaliarem em sequência a um reator UASB, um filtro biológico percolador (FBP), comparando quatro materiais de recheio distintos, dentre eles o conduíte corrugado e os anéis de plástico, os resultados finais em termos de SST variaram de 200 mg.L<sup>-1</sup> no efluente doméstico bruto, para máxima remoção proporcionou o efluente tratado pelo conduíte com 73 a 150 mg.L<sup>-1</sup> e para os anéis de plástico de 27 a 102 mg.L<sup>-1</sup>.

Almeida et al. (2011), destacaram o papel fundamental da etapa anaeróbia na remoção de matéria orgânica do efluente, em que o reator UASB removeu de 60 a 70% para DBO, DQO e SST, representando de 70 a 90% da carga de DBO e DQO total, em termos de eficiência global do sistema UASB/FBP.

É importante destacar ainda que, o filtro biológico de fluxo ascendente, encontra-se em operação desde a primeira configuração adotada para UPT (2013-2014), e que no início de sua utilização o mesmo não era precedido pela etapa do tanque séptico (P2), o que causou ao longo do tempo um excedente de material particulado retido e acumulado no fundo falso e meio suporte do filtro. Devido a este fato, ocorre que nos momentos de operação da UPT, logo que o fluxo do efluente de P2 para P3 era iniciado, observava-se o desprendimento de partículas de lodo, bem como placas de biofilme, o que pode ter influenciado diretamente na redução da eficiência da etapa P3.

Pode-se observar ainda pelos resultados da Tabela 18, que o parâmetro Cor apresentou aumento de 4,15%, podendo este ser resultado da liberação de substâncias a partir da degradação do material orgânico.

Quanto a avaliação da remoção dos indicadores de gorduras (O & G, O.veg e G.ani), onde se observa incremento, respectivamente de 35,69%, 5,78% e 37,82%, estes podem ser resultado do período de operação da UPT, sem a etapa P2, em que o meio suporte do filtro biológico cumpria o papel de filtrar todo resíduo contido na ARB. E que a partir de certo momento, deslocou-se pela camada filtrante caminhando em sentido a saída de P3.

A degradação do material, ocorrida na etapa P3, pode ser visualizada também pelo incremento proporcionado para CE e RAS, como consequência da liberação de nutrientes ao qual será abordado a diante. Mas, neste sentido, observa-se que esta etapa foi a que proporcionou maior valor de CE, cuja elevação é representada pelo índice negativo da eficiência de 31,75%, ao passo que na RAS, acompanhando o efeito de solubilização dos nutrientes provenientes da degradação do efluente, foi observado incremento de 8,98% em relação a etapa anterior.

Conforme discutido acima, a etapa (P3) proporcionou a degradação do material orgânico, na forma de sólidos particulados e dissolvidos, e como resposta é observada o acréscimo nas concentrações de alguns nutrientes, dentre eles  $\text{N-NH}_4^+$  (27,05%),  $\text{N-NO}_3^-$  (22%), NTK (60,88%), Ca (1,89%) e Na (10,44%).

No trabalho de Pereira-Ramirez et al. (2004), os autores associaram a remoção de 11,34% de NTK a biomassa celular aderida, para manutenção do metabolismo celular. Enquanto que Duda et al. (2011), alcançaram remoção de NTK mais próxima da eficiência obtida no presente estudo, onde no conjunto UASB+FA esta variou de 52 a 65%.

Este efeito, entretanto, foi em sentido contrário para as concentrações de  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , K e Mg, nos quais a etapa ainda proporcionou decréscimo, sendo estes equivalentes a respectivamente, 32,76%, 9,86%, 11,79%, 1,63% e 4,32%. Dentre estes indicies de remoção, merece destaque a capacidade de remoção de compostos de fósforo, que apesar de não terem sido os mais elevados, ainda apresentaram remoção. As remoções proporcionadas, podem estar associadas a retenção dos sólidos na etapa (remoção de SST = 35,48%).

Tanto Duda et al. (2011), quanto Pereira-Ramirez et al. (2004), ao tratarem ARS por meio de um conjunto UASB+FA, associaram a remoção de fósforo a formação de sais de fosfato compostos com Ca e Mg; semelhante ao descrito em outros trabalhos, pela formação e precipitação de estruvita (RICO et al., 2011; e LOURES et al., 2006).

Com relação a variação no indicie pH, este apresentou um aumento aproximado de 3,5%, onde com base na Tabela 8, alcançou seu valor máximo de 7,03, neutro, e adequado para sistemas de tratamento biológicos de efluentes, tanto quando pretendida a degradação de material orgânico quanto para as transformações de compostos nitrogenados.

Finaliza-se a avaliação desta etapa na UPT, por meio da análise dos indicadores de contaminação microbiológica, em que se observa a partir deste o início da remoção de C.Termo (9,09%) e E.coli (17,5%). Este efeito é resultado da interação entre a comunidade microbiana estabelecida no meio suporte dos filtros biológicos e os provenientes da ARB, além da característica do ambiente ao qual os mesmos estão adaptados. De acordo, ainda, com Pereira-Ramirez et al. (2004), embora o efluente final do sistema avaliado não atendesse aos padrões de lançamento, o sistema de tratamento colaborou com a remoção de 96% dos coliformes fecais e de 50 a 70% de remoção de *Salmonella*.

#### **5.3.4 SAC's**

A seguir serão abordados os efeitos proporcionados pela passagem da ARB, após a sequência de filtros biológicos, nos leitos cultivados SAC 1 cultivado com a taboa e SAC 2 cultivado com o capim vetiver.

##### **a) Taboa**

Na Tabela 23, são apresentados os resultados de eficiência (%), proporcionados pelo SAC cultivado com taboa ao efluente de P3, antes que o mesmo fosse direcionado a disposição final em sistema orgânico de produção de olerícolas.



**Tabela 23** - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo SAC cultivado com taboa (SAC 1), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.

SAC 1 (leito cultivado com taboa)							
Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)
DBO	-32,69	OD	-20,00	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	30,72	K	7,77
DQO	-49,56	O & G	62,38	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	53,19	Ca	15,77
DQO/DBO	18,09	O.veg	29,67	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	35,40	Mg	7,34
SST	69,35	G.ani	51,61	NTK	34,39	Na	28,88
Turbidez	38,00	Salm.	0	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	7,36	CE	30,56
Cor	41,83	C.Termo	40,24	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	4,86	RAS	18,16
pH	0,43	E.coli	33,14				

Os leitos cultivados estão sujeitos as adversidades climáticas, podendo-se ressaltar o efeito destas na evapotranspiração, no qual esta foi avaliada por meio da coleta do efluente do SAC, e que a média no período foi de 4,2 mm, e a variação do volume era ainda observada diariamente, por meio da variação do nível de água no leito cultivado, e esta, em alguns períodos chegou a oscilar em 10 dos 40 cm de substrato, o que representa quase 25% de variação máxima do nível interno no total de poros. Esta variação como já discutido, irá proporcionar o aumento da concentração de solutos na ARB.

Dunne et al. (2005), avaliando um conjunto de quatro leitos de fluxo superficial, dentre eles um cultivado com taboa, para tratamento de ARB em sistema orgânico, a estimativa da evapotranspiração foi realizada por meio de um Tanque Classe A, no qual foi obtida uma variação de 0,71 a 3,47 mm.d<sup>-1</sup>, respectivamente no inverno e outono, sob as condições da Irlanda.

Observa-se primeiramente que o leito cultivado com a taboa não foi capaz de reduzir os indices de carga orgânica, e constatou-se que, após esta etapa a ARB sofreu incremento (valor negativo de eficiência) de 32,69% de DBO e 49,56% de DQO, entretanto este aumento pode estar atrelado ao fato do curto período transcorrido entre o início da operação desta etapa e as avaliações realizadas, em que o leito ainda não se encontrava maduro em termos de colonização por bactérias responsáveis pelo consumo da matéria orgânica.

De acordo com Kaseva (2004), avaliando a capacidade de polimento do efluente de um UASB por um SAC de fluxo horizontal, o autor justificou a baixa eficiência de remoção de carga orgânica (DQO entre 33,6 e 60,7%) ao reduzido TDH (1,93 d), e ainda avaliada com base na tendência de aumento desta remoção, acreditam que o maior tempo de maturação dos leitos poderia proporcionar maiores remoções.

Para Vymazal (2002), a eficiência de remoção de carga orgânica em leitos cultivados de fluxo horizontal está diretamente relacionada a uma etapa preliminar, de maneira que seja proporcionada uma pré digestão do efluente. O autor enfatiza ainda que a eficiência de remoção de DQO normalmente é menor que a de DBO. Fato reforçado também por Abidi et al., (2009), que afirmaram ainda que para seja obtida máxima eficiência em leitos de fluxo horizontal, é necessária remoção eficiente da DQO solúvel por processos aeróbicos ou anaeróbicos.

Schierup et al. (1990), avaliando sistemas de tratamento de efluentes domésticos na Dinamarca, onde os SAC's de fluxo horizontal tem sido utilizado para polimento, apresentaram resultados de remoção de DBO<sub>5</sub> variando entre 80 e 90%, destaca-se, no

entanto, que o efluente em questão apresentava carga máxima variando entre 150 e 200 mg.L<sup>-1</sup> de DBO, e os leitos utilizados apresentam áreas superficiais entre 1000 e 13.000 m<sup>2</sup>. Ao longo das avaliações, de acordo com os autores, os dados referentes aos primeiros 12 meses foram excluídos devido ao fato do sistema ainda encontrar-se em período de estabilização.

Analisando-se o efeito proporcionado pelo leito na remoção de sólidos, observa-se quanto a remoção de SST que a etapa removeu 69,35%, bem como para Turbidez e Cor, em que as variações aproximadas foram, respectivamente equivalentes a 38% e 41,83%, indicando que apesar do aumento das concentrações na ARB o substrato apresentou capacidade de filtrar o efluente e/ou favorecer a sedimentação dos mesmos.

Decezaró et al. (2012) avaliaram a implantação e início da operação de um sistema de tratamento para ARB composto por lagoa de decantação e leitos cultivados com taboa, sendo um de fluxo vertical e um horizontal em paralelo. O leito de fluxo horizontal com 26,5 m<sup>2</sup> recebendo 1.000 L.d<sup>-1</sup> de ARB com densidade de 1,5 plantas.m<sup>-2</sup>, alcançou a eficiência de remoção de 83% para sólidos suspensos quando recebendo 40,8 g.m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>, no entanto os autores não apresentaram a caracterização da ARB afluente ao sistema, apenas compararam às características apresentadas por Dunne et al. (2005), sendo que estes últimos autores, avaliaram a capacidade de um conjunto de três leitos de fluxo superficial, para o tratamento de efluente de bovinocultura em sistema orgânico, na qual a área total era de 4.800 m<sup>2</sup>, a vazão variava de 3,6 a 18,5 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> com carga orgânica de 5.484 kg DQO.ano<sup>-1</sup> e 1.570 kg SST.ano<sup>-1</sup>.

Resultados semelhantes foram obtidos por Montovi et al. (2003), em um SAC de fluxo horizontal monitorado por 26 meses, composto por dois leitos de 75m<sup>2</sup> ao qual recebiam 6,5 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, com carga orgânica de 700 mg.L<sup>-1</sup> de SST, 1.200 mg.L<sup>-1</sup> de DQO e 450mg.L<sup>-1</sup> de DBO, o sistema proporcionou remoção constante de aproximadamente 90% dos SST, 92% para DQO e 94% para DBO. Pelissari et al. (2014), ao avaliarem a capacidade de transformação de nitrogênio proveniente da ARB, por meio de dois leitos cultivados em paralelo, sendo um de fluxo vertical com 14,3 m<sup>2</sup> e outro horizontal com 26,5 m<sup>2</sup>, avaliaram concomitantemente a remoção de carga orgânica em termos de DQO, no qual o sistema recebia 1.000 mg.L<sup>-1</sup> e produzia, pelo leito fluxo horizontal um efluente com 262mg.L<sup>-1</sup> e pelo vertical 323 mg.L<sup>-1</sup>, representando portanto, aproximadamente 75 e 68% de remoção respectivamente para o leito horizontal e vertical.

Assim como para reter o material gorduroso, constata-se pelas eficiências de remoção de O & G (62,38%), O.veg (29,67%) e G.ani (51,61%), ressalta-se que esta foi a etapa na UPT que melhor cumpriu este papel, porém deve ser enfatizado que nesta, a operação foi iniciada mais tardiamente comparada as demais etapas, e que, portanto, o substrato filtrante encontrava-se ainda limpo e sem colmatação, seja por acúmulo de sólidos, ou por espessamento do biofilme ou pelo volume de raízes desenvolvidas.

Quanto a capacidade de redução nos níveis de nutrientes dissolvidos no efluente, o SAC apresentou modesto desempenho em relação aos compostos de fósforo P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (7,36%), P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (4,86%), assim como para K (7,77%), Ca (15,77%) e Mg (7,34%). Enquanto que para o sódio (Na), apesar da concentração de saída merecer atenção, anteriormente apresentado na Tabela 16, sendo esta 16,67 mg.L<sup>-1</sup>, devido ao potencial efeito deletério de sua aplicação indiscriminada em solos e corpos hídricos, nesta etapa a remoção alcançada foi máxima e equivalente a 28,88%. Nota-se que acompanhando a remoção destes nutrientes, a CE e a RAS alcançaram redução de 30,56% e 18,16%, respectivamente, e que o pH variou com 0,43% de redução.

De acordo com os resultados apresentados por Brasil et al. (2007), por meio do desempenho fenológico da taboa, cultivada em um SAC de fluxo horizontal, com a finalidade de tratamento de esgoto doméstico, demonstraram a baixa contribuição de extração de

nutrientes pela macrófita, dos quais segundo os autores para o  $N_{\text{total}}$  foi de 1,69%,  $P_{\text{total}}$  de 1,64%, K de 4,94% e Na de 0,74%.

Matos et al. (2009), avaliaram o desempenho de um conjunto de SAC's em sequência a um filtro orgânico preenchido com bagaço de cana picado, no tratamento da água residuária de suinocultura (ARS), visando o reúso do efluente na agricultura; os resultados apresentados em termos de redução dos teores de nutrientes na ARS foram de 73 para 36, 43 para 30 e 125 para 81, respectivamente em relação ao P, Na e K, ambos em  $\text{mg.L}^{-1}$ .

Fia et al. (2015), no qual avaliaram o desempenho de extração de K, Na, Ca e Mg, por 9 SAC's de fluxo horizontal, sob diferentes condições em relação as macrófitas testadas, sob diferentes taxas de aplicação de carga provenientes da ARS, dos quais testaram o capim-tifton 85 e taboa. De acordo com os resultados apresentados nota-se que a eficiência de remoção percentual de K e Na, foram próximas, sendo que as concentrações iniciais eram, respectivamente de 137 e 79  $\text{mg.L}^{-1}$ , variando em média entre (15 e 27% K) e (2 e 24% Na). Para os resultados de Ca e Mg, foram apresentadas as variações a partir das concentrações iniciais de 38 e 17  $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente reduzindo para (21 a 28  $\text{mg Ca.L}^{-1}$ ) e (5,9 a 6,6  $\text{mg Mg.L}^{-1}$ ), no entanto, de acordo com os autores era esperada uma maior capacidade de remoção de Ca e Mg visto a necessidade que as culturas apresentam em absorve-los, e neste sentido foi observado reduzido crescimento vegetativo tanto da taboa quanto do capim-tifton 85.

Apesar de no presente trabalho não ter sido monitorada a extração de nutrientes pela taboa, cultivada no SAC 1, na próxima seção, em que será abordada a extração de nutrientes pelo capim vetiver, o mesmo apresentou, ao longo dos 12 meses de monitoramento de crescimento, capacidade relativa de extração aproximada aos valores apresentados. Assim como apresentado por outros autores, como exemplo de Tanner et al. (1996), a contribuição de remoção de fósforo pelas macrófitas se restringe a cerca de 2%.

De acordo com os resultados apresentados por Philippi et al. (1999), por meio da associação de um TS com um SAC de fluxo horizontal, para o tratamento de efluentes domésticos, os autores obtiveram, no leito cultivado com *Zizaniopsis bonariensis*, a remoção de cerca de 72% do fósforo total, passando de 41 para 13  $\text{mg.L}^{-1}$ . E de acordo com os mesmos, o nível de remoção estabilizou-se a partir do quarto dos doze meses de monitoramento.

No entanto, semelhante ao observado no presente trabalho, Sousa et al. (2004), por meio de uma unidade de tratamento composta por um UASB seguido por um SAC de fluxo horizontal cultivado com junco, monitorado por três anos para o tratamento de esgoto doméstico, no primeiro ano, o sistema proporcionou remoção de fósforo entre 80 e 90%, já no segundo ano a eficiência caiu substancialmente, produzindo efluente mais concentrado que o afluente da estação de tratamento, e no terceiro ano o conjunto removeu um pouco do fósforo, entretanto com eficiência muito reduzida, variando aproximadamente de 5,5 – 4,5  $\text{mg.L}^{-1}$ . De acordo com os autores, o fato do pH ter variado entre 7,0 e 7,5, pode ter favorecido a precipitação de compostos formados com o cálcio (Ca), além da possibilidade ter atingido o limite da capacidade de troca de cátions no substrato utilizado, o cascalho.

Pelissari et al. (2012), avaliando o comportamento inicial (9 meses de operação) de um leito cultivado de fluxo horizontal com taboa e meio filtrante composto por areia grossa e brita #1, para o tratamento de ARB, obtiveram eficiência média de remoção de 78%, ressalta-se que o afluente do leito apresentava teor de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  de 29,32  $\text{mg.L}^{-1}$  e a área superficial do leito era de 26,5  $\text{m}^2$ . Este mesmo sistema, aos 17 meses de operação, apresentado em Pelissari et al. (2015), já apresentava sinais de redução da eficiência, 68% remoção do fósforo, e esta pode estar associada a saturação do complexo de troca do meio suporte.

Mantovi et al. (2003), monitorando o tratamento de esgoto doméstico e ARB, por meio de um conjunto de dois SAC's de fluxo horizontal com 75 $\text{m}^2$  cada, obtiveram elevada

eficiência em remoção de  $P_{\text{total}}$  (60%), no entanto a concentração do efluente bruto era de 12,8 mg.L<sup>-1</sup> e reduziu para 5,0 mg.L<sup>-1</sup>. Valores menores que estes, e mais próximos da faixa de variação do presente estudo, foram apresentados por Dunne et al. (2005), ao utilizarem um conjunto de quatro leitos cultivados de fluxo superficial, com área superficial total de 4.800m<sup>2</sup>, para tratar o efluente de bovinocultura em sistema orgânico, onde a remoção de fósforo variou de 5 – 84%, sendo a menor obtida ao longo do inverno, de acordo com os autores associado ao menor desenvolvimento das macrófitas, menor evapotranspiração e menor atividade da comunidade microbiana instalada.

Sendo o principal objetivo do SAC neste trabalho, a remoção de nitrogênio proveniente da ARB, observa-se que o mesmo até o final do período de monitoramento, apresentou satisfatório desempenho da função proposta, em que foram obtidas remoções de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (30,72%), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (53,19%), N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (35,40%) e NTK (34,39%). Por meio deste indicies é possível sugerir que o leito cultivado com taboa, foi capaz de extrair N, entretanto, aparentemente sem que a comunidade microbiana estabelecida proporcionasse transformações das formas em que o mesmo foi avaliado.

Os resultados obtidos para remoção das formas de nitrogênio assemelharam-se aos apresentados por Pelissari et al. (2014), em que ao submeterem ARB ao sistema de tratamento por leitos cultivados avaliando a capacidade deste em transformar o N contido no efluente, predominantemente na forma amoniacal, alcançaram remoção de 60% do N<sub>Total</sub>, dos quais estimaram que 5% foi extraído pelas plantas e cerca de 55% atribuído a: absorção pelo material filtrante; parte desnitrificado; e parte utilizado pelos microrganismos. E por fim liberando 40% na forma residual, que foi associado ao desprendimento do biofilme e decomposição das raízes.

De acordo com Schierup et al. (1990), a transformação do N amoniacal em SAC's de fluxo horizontal é praticamente insignificante, sendo o mecanismo principal de remoção do conteúdo associado a sedimentação dos SST no leito, e ao processo de nitrificação-desnitrificação simultâneas, proporcionadas por micro sítios ao redor da zona radicular, na qual é possível se alcançar cerca de 30% de remoção do N<sub>Total</sub> afluente. Já de acordo com os resultados apresentados por Mantovi et al. (2003), os leitos vegetados de fluxo horizontal, com TDH total de 10 dias foi capaz de remover cerca de 50% do N<sub>Total</sub>.

## **b) Vetiver**

Inicialmente, é válido ressaltar sobre o tempo de maturação do leito em que o capim vetiver foi cultivado, bem como a periodicidade em que foram conduzidos os cortes de sua parte aérea. O SAC 2, foi inicialmente implantado em junho de 2014, maiores detalhes disponíveis em Guimarães et al. (2016), com a mesma configuração em que foi avaliado no presente estudo, no entanto as plantas originais foram substituídas em agosto de 2015, por mudas obtidas a partir das mesmas touceiras, cujos dados de crescimento podem ser obtidos em Melo (2017).

Desta forma, o leito preenchido com brita #1, originalmente iniciado em 06/2014, até o fim do período de avaliação da UPT, pelo presente estudo, apresentava 28 meses, e de acordo com a literatura consultada e citada anteriormente, suficiente para estabelecer as colônias de microrganismos responsáveis pela depuração do efluente.

Por meio da quantificação do volume de efluente, estimou-se ao longo do período de monitoramento que a perda de água no leito alcançou em média 14 mm, e esta representava oscilação no nível interno do leito de cerca de aproximadamente 27% no volume total de poros; desta maneira ao longo do período ocorria ainda a aeração do leito, que pode ter beneficiado na remoção de nitrogênio a partir do processo de nitrificação que é dependente de elevadas taxas de oxigenação, sendo esta inesperada para o modelo de SAC adotado.

Na Tabela 24, são apresentados os resultados de eficiência de remoção, proporcionados pelo SAC cultivado com capim vetiver (SAC 2), ao efluente de P3, antes que o mesmo fosse direcionado a disposição final em sistema orgânico de produção de olerícolas.

**Tabela 24** - Valores de eficiência (%) de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos, proporcionados pelo SAC cultivado com vetiver (SAC 2), a ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.

SAC 2 (leito cultivado com capim vetiver)							
Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)	Parâmetros	Ef. (%)
DBO	44,44	OD	-20,00	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	41,06	K	25,32
DQO	39,83	O & G	20,01	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	46,59	Ca	27,56
DQO/DBO	-5,75	O.veg	18,09	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	25,34	Mg	23,38
SST	51,25	G.ani	20,83	NTK	40,84	Na	27,84
Turbidez	23,99	Salm.	0	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	25,58	CE	8,89
Cor	23,11	C.Termo	56,13	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	22,35	RAS	12,76
pH	0,43	E.coli	46,82				

A partir da avaliação das eficiências (%) apresentadas na Tabela 24, constata-se que o SAC cultivado com o capim vetiver proporcionou decaimento de todos os parâmetros monitorados, excetuando-se a razão DBO/DQO que aumentou em 5,75% comparado a etapa anterior (P3), e o OD que, assim como no leito cultivado com a taboa apresentou acréscimo de 20,00%, e que neste caso, relativo ao OD, este acréscimo deve ser encarado como benéfico.

Quanto a remoção de carga orgânica, a redução de 44,44% de DBO e 39,83% de DQO, indicam que neste SAC a colonização por microrganismos responsáveis pela depuração da matéria orgânica estava efetivamente estabelecida e proporcionando consumo da carga orgânica aplicada. Observa-se ainda que a remoção de SST, Turbidez e Cor, estiveram na mesma faixa de eficiência, respectivamente 51,25%, 23,99% e 23,11%, podendo estes ser indicativo da eficiência da filtração biológica proporcionada pelo espessamento do biofilme, bem como do preenchimento do espaço poroso do leito pelo sistema radicular das plantas.

Nota-se que o pH após este SAC obteve o mesmo decaimento (0,43%) que do leito cultivado com a taboa, embora em ambos os casos a variação tenha sido insignificante, e que para CE e RAS, a etapa da Rota 2 da UPT proporcionou redução de respectivamente 8,89% e 12,76%, indicando redução na concentração de íons em solução, sendo estas eficiências menores no entanto que para o SAC 1.

Xia et al. (2000), também avaliaram a capacidade de purificação de efluente por meio da aplicação em cultivo de vetiver, de acordo com os autores, que testaram a purificação de lixiviado de aterro de lixo, em sistema hidropônico conduzido em casa de vegetação em duas concentrações, baixa (LCL) e alta (HCL), respectivamente para baixa concentração 246 mg.L<sup>-1</sup> de DQO, pH 6,5, DBO 43,3 mg.L<sup>-1</sup>, N<sub>total</sub> 293 mg.L<sup>-1</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 87,2 mg.L<sup>-1</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 63,5 mg.L<sup>-1</sup> e P<sub>total</sub> 2,6 mg.L<sup>-1</sup>, e para alta concentração na mesma ordem, 1.120mg.L<sup>-1</sup>, 7,38, 120,8 mg.L<sup>-1</sup>, 1.125 mg.L<sup>-1</sup>, 311,7 mg.L<sup>-1</sup>, 0,55 mg.L<sup>-1</sup> e 4,43 mg.L<sup>-1</sup>; de acordo com os resultados apresentados, o sistema foi capaz de reduzir os índices para o LCL em 97,3 mg.L<sup>-1</sup> DQO, 84,8 mg.L<sup>-1</sup> N<sub>total</sub>, 16,2 mg.L<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 41,2 mg.L<sup>-1</sup> N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e 0,91 mg.L<sup>-1</sup> P<sub>total</sub>, enquanto que para o HCL o tratamento alcançou 347 mg.L<sup>-1</sup> de DQO, 232 mg.L<sup>-1</sup> N<sub>total</sub>, 104 mg.L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 0,35 mg.L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e 1,33 mg.L<sup>-1</sup> de P<sub>total</sub>. Apesar dos resultados

apresentados, o desempenho do sistema foi inferior ao esperado, mas considerado adequado pelos autores.

Lin et al. (2001) conduziram um ensaio semelhante, com o objetivo de tratar lixiviado de aterro após tratamento bioquímico, por meio alagados construídos de fluxo vertical, em escala laboratorial, em tanques de 0,47 m x 0,30 m x 0,32 m (comprimento x largura x profundidade), submetidos a dois tempos de detenção hidráulica TDH, 5 e 10 dias, e os autores avaliaram ainda, oito combinações de substratos. De acordo com os resultados do monitoramento do efluente bruto, primeiramente foi constatada a variação sazonal da qualidade do efluente, no qual na primeira etapa da experimentação foi avaliado o sistema por 35 dias recebendo o lixiviado para TDH de 5 dias e após este, por mais 40 dias analisando o TDH de 10 dias. A diferença mais marcante das características do efluente foi em relação a DQO e ao  $\text{N-NH}_4^+$ , sendo 1.291  $\text{mg.L}^{-1}$  e 383  $\text{mg.L}^{-1}$ , e 1.465  $\text{mg.L}^{-1}$  e 711  $\text{mg.L}^{-1}$ , respectivamente em cada período. Segundo os autores, as maiores eficiências foram obtidas para o TDH de 5 dias para todos os parâmetros avaliados, excetuando-se o  $\text{N-NO}_3^-$ , no qual foi associada a ineficiência à toxidez causada pelo excesso de  $\text{N-NH}_4^+$ . As eficiências de remoção apresentadas foram: 9,09% de DQO, 12,93% de  $\text{N-NH}_4^+$ , 15,72% de NTK, 17,44% de  $\text{P}_{\text{total}}$  e 57,02% de  $\text{P}_{\text{solúvel total}}$ .

Já para Troung & Hart (2001), apresentando uma revisão sobre sistemas de tratamento de águas residuárias compostos pela utilização do vetiver, citaram como limite de tolerância das plantas a salinidade do efluente, no qual quando superado 17,5  $\text{mS.cm}^{-1}$ , é comum ocorrer redução de 50% do crescimento das plantas, o que irá influenciar diretamente na taxa de extração de nutriente. Ainda, apresentaram dados referentes ao tratamento de águas cinzas em sistema hidropônico, cujas podas das plantas eram realizadas 3 vezes ao ano, em termos de  $\text{N}_{\text{total}}$  e  $\text{P}_{\text{total}}$ , favorecendo respectivamente a variação de (100 – 6  $\text{mg.L}^{-1}$ ) e (10 – 1  $\text{mg.L}^{-1}$ ) no efluente, ou seja, as eficiências de 94 e 90% de remoção. Os autores apresentaram ainda dados de um sistema de tratamento de água residuária de suinocultura, cujo efluente bruto apresentava 2.800  $\text{mg.L}^{-1}$  de DQO e 390  $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_4^+$ , e quando submetidos a 4 dias de TDH, proporcionaram 64% de remoção de DQO (825  $\text{mg.L}^{-1}$ ) e 30% para  $\text{N-NH}_4^+$  (130  $\text{mg.L}^{-1}$ ), e apesar de não terem apresentado os dados iniciais, apresentaram a concentração final e eficiência de remoção de  $\text{P}_{\text{total}}$  e DBO, respectivamente 23  $\text{mg.L}^{-1}$  (18%) e 500  $\text{mg.L}^{-1}$  (68%).

Para Kantawanichkul et al. (2013), ao avaliarem um sistema de tratamento de esgoto doméstico, composto por alagado construído de fluxo vertical cultivado com capim vetiver na Tailândia, utilizando tanques de 0,8m de diâmetro e 1,23 m de profundidade, testaram três taxas de aplicação hidráulica, 200, 300 e 400  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , cujo efluente bruto apresentava-se com DQO de 127,1  $\text{mg.L}^{-1}$ , de  $\text{N-NH}_4^+$  de 27,4  $\text{mg.L}^{-1}$ , SST de 29,5  $\text{mg.L}^{-1}$ , NTK de 29,3  $\text{mg.L}^{-1}$  e pH médio de 6,7. De acordo com os autores, a evapotranspiração foi estimada entre 7,8 e 12,3% da taxa aplicada; e as eficiências de remoção baseadas na vazão de entrada menos a de saída e respectivas concentrações, em termos de DQO alcançaram 67%, para NTK 56%, de  $\text{N-NH}_4^+$  60,7% e SST entre 67 e 78%; de acordo com os autores, o sistema proporcionou remoção de N através da desnitrificação a partir da 23ª semana, e a extração de N pelas plantas variou de 1,5 a 1,7%, destes, para parte aérea foram acumulados de 766,7 a 917,3  $\text{g.m}^2$  e nas raízes de 213,9 a 249,4  $\text{g.m}^2$ ; quanto aos padrões do efluente tratado, segundo os autores atendeu a legislação local.

Com relação as formas nitrogenadas, pode-se observar que no SAC 2 da UPT, o  $\text{N-NH}_4^+$  apresentou decaimento de 41,06%, NTK 40,84%,  $\text{N-NO}_2^-$  reduziu em 46,59%, e  $\text{N-NO}_3^-$  25,34%. A partir destas reduções pode-se inferir que, neste SAC estivesse ocorrendo a saída de N por acúmulo nas plantas e remoções proporcionadas pela comunidade microbiana instalada, e ainda é possível esperar que alguma transformação bioquímica mediada pelos

grupos de bactérias estabelecidas estivesse ocorrendo, principalmente via nitrificação-desnitrificação simultâneas.

Para os demais nutrientes, é possível notar que o leito cultivado proporcionou a redução dos mesmos, sendo que para o Na (27,84%), Ca (27,56%), P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (25,58%), K (25,32%), Mg (23,38%) e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (22,35%). Mais uma vez, semelhante ao ocorrido no SAC 1, o sódio foi o que apresentou a maior remoção.

Finalizando, a análise dos parâmetros de qualidade do efluente, para os indicadores de contaminação fecal, C.Termo e E.coli, o leito cultivado proporcionou os respectivos decaimentos 56,13% e 46,82%, indicando o efeito da competição e predação proporcionada pelo desenvolvimento de colônias de microrganismos aderidas ao substrato, bem como o possível efeito biocida proporcionado pelos exsudatos radiculares desta planta.

Na Tabela 25, apresenta-se os resultados da estimativa da eficiência média (%) de extração de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) pelo Vetiver, ao longo do período de operação do SAC 2, em função da taxa de aplicação de nutrientes (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) provenientes da ARB após P3, dos valores exportados de nutrientes pela parte aérea do capim (g.kg<sup>-1</sup>) em relação ao acumulado de massa seca, e a variação nos ciclos de crescimento de produtividade de massa verde, determinada a partir da pesagem da massa total obtida em cada corte realizado.

**Tabela 25** - Valores médios de produtividade de massa verde estimada (t.ha<sup>-1</sup>), eficiência média (%) de extração dos nutrientes N, P, K, Ca e Mg, pelo vetiver cultivado no SAC 2, da ARB tratada pela UPT implantada no SIPA.

Cortes	Períodos	Ciclo (dias)	Produtividade (t.ha <sup>-1</sup> )	Eficiência média de extração de nutrientes (%)				
				N	P	K	Ca	Mg
1	11/2015	102	35,41	2,05	1,15	2,43	0,74	0,69
2	01/2016	50	37,08	4,32	2,49	5,82	1,50	1,29
3	03/2016	60	43,12	-	-	-	-	-
4	05/2016	62	31,41	3,47	1,76	2,33	1,11	0,84
5	07/2016	60	9,79	2,16	1,22	1,64	0,56	0,43
6	09/2016	61	10,68	1,53	0,75	0,97	0,41	0,34
7	01/2017	137	82,1	-	-	-	-	-

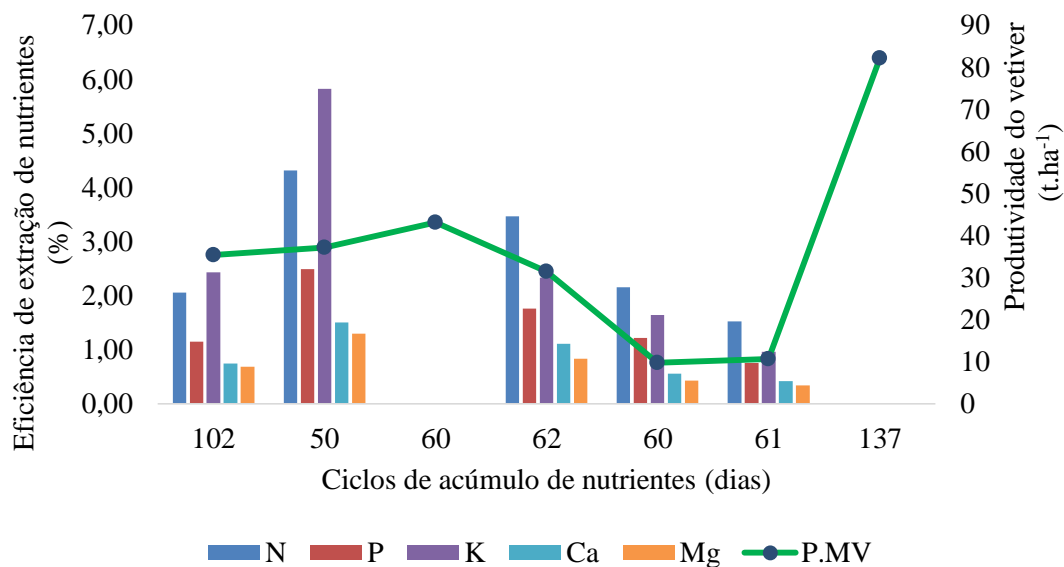
A partir da Tabela 25, é possível identificar a habilidade das plantas de vetiver em extrair nutrientes no leito cultivado, bem como são apresentados os períodos em que foram realizados os cortes e tamanho do ciclo entre cada corte. Os dados de extração dos nutrientes, apresentados em percentagem, demonstram primeiramente a baixa eficiência desta cultura em absorver nutrientes no ambiente alagado, embora semelhantes aos apresentados em outros trabalhos como anteriormente citados.

Pode-se reparar, ainda com relação a extração de nutrientes pelo vetiver, que no corte 2 em janeiro de 2016, foi o momento de maior acúmulo de nutrientes no tecido da parte aérea das plantas, indicando que o seu desenvolvimento é afetado pela época do ano, provavelmente pela variação do fotoperíodo, sendo nesta época o período de maior insolação incidente. Nota-se ainda que até o corte 2, as maiores eficiências foram relativas a absorção de K, seguido do N, no entanto a partir do corte 4 os valores inverteram, ou seja, a eficiência de remoção de N foi superior à de K nos cortes 4, 5 e 6.

Analisando-se as capacidades de extração de P, Ca e Mg, nota-se que estas comparadas as de N e K, representaram em todos os cortes, no máximo 50% da extração

obtida para os demais. E ainda, que assim como para os mais exportados, sua máxima eficiência ocorreu no período até o corte 2.

Apresenta-se na Figura 18, a eficiência de extração de nutrientes pelo vetiver, e a curva de acúmulo de massa verde, por meio da produtividade estimada, sendo estas referentes a cada um dos ciclos crescimento proporcionado.



**Figura 16** - Produtividade de massa verde (P.MV) estimada, e eficiência de extração de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg), proveniente da ARB, pelo vetiver cultivado no SAC 2 em cada ciclo de recrescimento.

Investigando-se a Figura 18, observa-se que a eficiência de extração de nutrientes pelo capim vetiver, acompanhou a produção de massa verde, em que esta apresentou-se altamente influenciável pela época do ano. Avaliando-se a curva de produtividade, conjuntamente as datas dos cortes apresentados na Tabela 25, é evidente o efeito do período de temperaturas mais baixas e menor insolação no crescimento das plantas. Neste sentido as plantas apresentaram ganho de massa até o corte realizado em 03/2016, onde a partir deste decresceram com a mínima produtividade de 9,79 t.ha<sup>-1</sup> em 07/2016, e a partir do corte realizado em 09/2016 já foi possível notar melhora no desempenho. Esta tendência foi então confirmada pelo corte realizado em 01/2017, onde apesar do ciclo de recrescimento ter sido o maior proporcionado, a produtividade estimada foi superior ao dobro da obtida no mesmo período do ano anterior, no entanto a de se relevar o fato de que em 01/2016 as plantas encontravam-se em fase de homogeneização do estande.

Xiong et al. (2011), ao avaliarem a capacidade de remoção de N, proveniente de efluente secundário, por meio de um sistema integrado composto por alagado construído de fluxo vertical ascendente, onde o leito foi construído com as dimensões de 1,0 m x 1,0 m x 1,4 m, recebendo 1,2 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> de efluente com 56 mg.L<sup>-1</sup> de DQO, 22,12 mg.L<sup>-1</sup> de N<sub>total</sub>, 4,1 mg.L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 15 mg.L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 1,65 mg.L<sup>-1</sup> de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e pH 7,17; de acordo com os autores, o sistema apresentou eficiência de remoção elevada, sendo 98,83%, 95,60%, 98,05% e 92,41% respectivamente, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N<sub>total</sub>. No entanto, ao longo dos 160 dias de condução do monitoramento das plantas, o vetiver foi capaz de extrair apenas 1,68% do N<sub>total</sub> aplicado.



Edelstein et al. (2009), avaliaram por meio de experimento conduzido em casa de vegetação, em Israel, a resposta do vetiver por efeito da salinidade na água de irrigação, para tanto os autores testaram três níveis de CE, 1, 3 e 6 dS.m<sup>-1</sup>, no qual ficou constatado que o limite para o desenvolvimento adequado das plantas esteve entre 3 e 6 dS.m<sup>-1</sup>. Ainda de acordo com os autores fornecendo N, P e K, nas doses de 59 mg.L<sup>-1</sup>, 36,1 mg.L<sup>-1</sup> e 15,2 mg.L<sup>-1</sup>, conduziram ao melhor desenvolvimento das plantas, no qual apresentaram teores foliar respectivamente de 14,9, 33,1 e 5,95 (g.kg<sup>-1</sup>); já para os teores de Ca, Mg e Na, independentemente do nível de salinidade imposta, os teores médios foram respectivamente 5,77, 2,55 e 3,78 (g.kg<sup>-1</sup>), onde concluíram que o sistema radicular do vetiver exclui a absorção de Na sob altas concentrações; enquanto que quanto as doses de fósforo, em excesso pode ser tóxico a planta, com redução de produção de biomassa foliar sob a dose de 30,4 mg.L<sup>-1</sup>, onde o teor foliar apresentava-se a 8,66 g.kg<sup>-1</sup>.

Resultados semelhante foi apresentado por Guimarães et al. (2016), no qual ao avaliarem diferentes doses de fósforo e salinidade na adubação de mudas de vetiver em taludes formados por rejeitos de mineração, os autores variaram a dose de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> entre 0 e 1.280 mg.kg<sup>-1</sup>, concluindo que a mais adequada foi a de 560 mg.kg<sup>-1</sup>, devido ao fato da maior dose ter influenciado e ainda a toxidez das plantas por arsênio.

Ucker et al. (2012), também avaliaram a capacidade de remoção de N e P, em um SAC de fluxo vertical ascendente, com a finalidade de tratar esgoto doméstico sem pré tratamento; o sistema implantado, apresentava volume total de 1,0 m<sup>3</sup> e 0,73 m de altura, no qual fora preenchida com camadas de brita #3, brita #1, areia lavada e brita #1, a partir do fundo até o topo, e a altura de saturação mantida entre, 0,05 m a partir do topo, proporcionando um TDH de 3,4 d, e 0,25 m para proporcionar um TDH de 1,9 d; neste trabalho transcorreu-se 20 semanas entre o transplante das mudas e o início da aplicação do efluente, foi estimada a evapotranspiração, para os respectivos TDH variando de 57,8 a 28,5%, em que o SAC com saturação mais elevada perdeu mais água, associado pelos autores a maior facilidade de deslocamento por capilaridade. Com relação a remoção de N e P, para o monitoramento do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, o afluente com 15 mg.L<sup>-1</sup> apresentou decaimento entre (93,9 e 70,2%), ou seja, a concentração do efluente dos SAC's verticais variaram entre 2,2 e 5,3 mg.L<sup>-1</sup>, o que mostrou que no mais saturado, apesar de inesperado, ocorreu a maior perda/remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; da mesma maneira, em relação a remoção de P, em que o afluente apresentava 4,9 mg.L<sup>-1</sup>, os sistemas testados removeram de 90,5 a 70,2%, o que representou respectivamente a redução até 1,1 e 1,9 mg.L<sup>-1</sup>, apesar desta elevada eficiência, os autores constataram saturação de cargas do substrato a partir de 72 dias de aplicação do efluente.

Já para Ramos et al. (2016), ao avaliarem o comportamento do capim vetiver, em um sistema de tratamento de ARS, composto por SAC's de fluxo subsuperficial horizontal, cujo meio suporte adotado foi a argila expandida e TDH de 3,2 dias, encontraram menores eficiências de remoção de nutrientes. De acordo com os autores, a remoção de N<sub>total</sub> foi de 36% e de P<sub>total</sub> foi de 45%, o que representou, para uma produção de massa foliar de 1,91 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, a eficiência de acumulo de N de 1,01% e de 1,19% de P.

## 6 CONCLUSÕES

A partir da avaliação e discussão dos resultados obtidos nas condições do presente estudo, acerca da UPT para ARB produzida nas instalações do SIPA, pode-se concluir que:

- a UPT apresentou um ótimo desempenho, proporcionando satisfatório decaimento dos contaminantes, para disposição final em sistema orgânico de produção de olerícolas, gerando um biofertilizante líquido que pode ser utilizado em uma fertirrigação;
- a associação entre um tanque séptico e filtros biológicos, precedentes aos SAC's, cumpre adequadamente a função de pré-tratamento;
- a Rota 1 da UPT, composta pelo SAC cultivado com o capim vetiver, demonstrou ser uma ótima alternativa na depuração da ARB, sendo recomendada para pequenas e médias propriedades agrícolas; e
- o SAC cultivado com a taboa, promove adequada remoção dos nutrientes da ARB.

## **CAPÍTULO II**

### **DISPOSIÇÃO FINAL DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE LEITE (ARB) TRATADA, EM SISTEMA ORGÂNICO DE PRODUÇÃO: CULTIVO DE ALFACE**

## 1 RESUMO

A disposição final da água residuária de bovinocultura de leite (ARB) tratada pode ser efetuada em sistema orgânico de produção olerícolas, porém o impacto desta deve ser investigado. Nesse estudo, avaliou-se a disposição final da ARB tratada por uma unidade piloto de tratamento (UPT), composta por esterqueira, tanque séptico, filtros biológicos anaeróbios e alagado construído. Foi instalado um cultivo de Alface, do tipo crespa, em dois canteiros de 32 m de comprimento e 1,0 m de largura, para receber a ARB tratada. Em função da dose de referência de 90 kg.ha<sup>-1</sup> de N para aplicação nessa cultura, foram avaliadas as doses de 50, 100, 200 e 300% de N provenientes da ARB, aplicadas por meio de um sistema de fertirrigação composto por gotejadores de 2, 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup> distribuídos em 2 mangueiras de 16 mm sob cada canteiro, com respectivas lâminas de ARB tratada (95, 191, 381 e 573 mm), aplicadas ao longo do ciclo de cultivo. Visando a igualdade de aplicação de água em todos os tratamentos, os mesmos gotejadores foram utilizados para o fornecimento de água de abastecimento (AA), implantados de maneira que as lâminas de AA fossem inversamente proporcionais às de ARB. Neste sentido, em cada canteiro foram instalados dois sistemas de aplicação paralelos e independentes, e cada par de mangueiras interligada no final, com o intuito de se promover a uniformidade de pressão e vazão, sendo alimentados pelo mesmo conjunto de bombeamento. O ensaio foi conduzido em arranjo totalmente casualizado, com 4 tratamentos (doses de N via ARB) e 4 repetições (parcelas de 4 m<sup>2</sup>, com 64 plantas). As plantas utilizadas neste ensaio, foram obtidas a partir de mudas produzidas em casa de vegetação e transplantadas em 28/08/2015, obedecendo o espaçamento de 0,25x0,25 m em cada canteiro. O ensaio foi conduzido por um período de 45 dias após o transplantio (DAT). Após a colheita realizada em 13/10/2015, as plantas foram avaliadas quanto ao diâmetro médio (duas leituras perpendiculares) de cabeça, ao número de folhas e a massa fresca. A partir destas avaliações, as mesmas plantas foram secas em estufa, trituradas e avaliadas quanto ao conteúdo de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg). Ainda por ocasião da colheita, amostras frescas foram para avaliação da qualidade sanitária, investigada por meio da presença de *salmonella sp.* e coliformes termotolerantes. A variabilidade dos dados foi avaliada por meio da análise de variância ( $p < 0,05$ ) e quando significativas, foram testados ajustes aos modelos de resposta em função das doses de ARB aplicadas. Constatou-se que a aplicação da dose de 100% de ARB (%N recomendada) foi suficiente para o adequado crescimento e acúmulo de nutrientes às plantas, sendo portanto, a mais indicada tendo-se em vista que às doses superiores podem a longo prazo proporcionar acúmulo de sais no solo. Ademais, as plantas colhidas e armazenadas juntamente às raízes, sem período de carência entre a colheita e a última aplicação da ARB tratada apresentaram contagem de coliformes termotolerantes nas folhas apesar de não apresentar contaminação por *Salmonella sp.*

**Palavras-chave:** Tratamento de Efluente. Disposição Final. Fertirrigação. Horticultura Orgânica.

## 2 ABSTRACT

The final disposal of treated dairy cattle wastewater (DCWW) can be carried out in a vegetable crop production system under organic management, but the impact of this should be investigated. In this study, was evaluated the final disposition of treated DCWW by a pilot treatment unit (PTU), composed of a dung pit, septic tank, anaerobic biological filters and constructed wetland system. Was installed a lettuce cultivation, of the curly type, in two beds of 32m length and 1.0m width, to receive the DCWW. In function of the reference dose of 90 kg N.ha<sup>-1</sup> for application in this culture, were evaluated the doses of 50, 100, 200 e 300 %N from DCWW, applied by a fertigation system composed by drippers of 2, 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup> distributed in 2 hoses of 16mm under each bed, with respective depths of treated DCWW (95, 191, 381 e 573mm), applied throughout the cycle of cultivation. Aiming an equal application of water in all treatments, the same drippers were used to provide of water supply (WS), implanted in a way that the WS blades were inversely proportional to those of DCWW. In this sense, on each bed were installed two parallel and independent application systems and each pair of hoses interconnected at the end, with the intent of promoting uniformity of pressure and flow rate, being fed by the same pumping set. The assay was conducted in a completely randomized arrangement, with 4 treatments (doses of N as DCWW) and 4 replicates (plots of 4 m<sup>2</sup>, with 64 plants). The plants used in this assay, were obtained from seedlings produced in greenhouse and transplanted on 08/28/2015, obeying the spacing of 0.25x0.25m in each plot. The assay was conducted for a period of 45 days after transplanting (DAT). After harvest held in 13/10/2015, the plants were evaluated as the mean diameter (two perpendicular readings) of the head, to the number of leaves and to the fresh mass. From these evaluations, the same plants were dried in a drying oven, crushed and evaluated as the nutrient contents (N, P, K, Ca e Mg). Still by occasion of harvest, fresh samples were to evaluate the sanitary quality, investigated by the presence of *salmonella sp.* and thermotolerant coliforms. The variability of the data was evaluated by means of analysis of variance (p<0,05) and when significant, were tested adjustments to the response models in function on the doses of DCWW applied. It was found that the application of the 100% DCWW dose (% N recommended) was sufficient adequate for the growth and accumulation of nutrients to the plants, being therefore the most indicated taking into account that the higher doses may in the long term provide accumulation of salts in the soil. In addition, the harvested plants stored with the roots, without waiting period between the harvest and the last application of the treated ARB, showed a count of thermotolerant coliforms in the leaves, although it did not show contamination by *Salmonella sp.*

**Keywords:** Effluent Treatment. Final Disposal. Fertigation. Organic Horticulture.

### 3 INTRODUÇÃO

Com o aumento na demanda populacional por alimentos, sejam de origem animal ou vegetal, se acentua a necessidade pela adoção de técnicas ambientalmente adequadas no que diz respeito à otimização de insumos para produção, que vão desde a identificação de alternativas de fornecimento de nutrientes às lavouras, fontes para o abastecimento de água para as irrigações e incorporação de material orgânico no solo em sistemas agroecológicos de produção. Diante desta questão, a prática crescente de ambientes integrados que agreguem a produção vegetal às criações animais, pode proporcionar soluções, tanto para a depuração dos volumes crescentes de dejetos líquidos provenientes de confinamentos de rebanhos, quanto à produção de fertilizantes naturais.

Deve-se contudo, levar em conta o risco associado à disposição final nos solos cultivados, visto que as águas residuárias (AR) de maneira geral, apresentam em sua composição concentrações, muitas vezes elevadas, de sais que nos solos podem comprometer o desenvolvimento de cultivos, nutrientes que podem suplantar a capacidade de exploração pelas culturas estabelecidas e, principalmente, microrganismos que a partir de certa quantidade, podem comprometer a qualidade sanitária dos alimentos ou a saúde dos atores envolvidos nas atividades produtivas.

Entretanto, se utilizada sob critérios técnicos, considerando a carga máxima de AR pode ser aplicada em função da concentração de nutrientes presentes, bem como pela capacidade do ambiente em ciclar/aproveitar a mesma, por vias localizadas de aplicação no solo e evitando o contato direto entre o efluente e os alimentos, tendem a beneficiar os sistemas produtivos com a redução do custo de tratamento e aquisição de fertilizantes.

Neste sentido, para adoção da técnica de disposição final de efluentes em solos, devem ser avaliadas premissas para que não ocorra deterioração do meio físico e potencialize o aproveitamento do recurso, por recuperação/ciclagem dos nutrientes aplicados. Além da seleção de áreas com solos em condições adequadas em termo de estrutura física, torna-se imperativa a seleção de culturas que a promovam a recuperação das cargas de nutrientes e possam ser cultivadas na maior parte do ano, agregando valor ao produto final.

Dentre as hortaliças mais consumidas no mundo, a alface (*Lactuca sativa*) por apresentar aptidão de produção ao longo de todo o ano, ocupa extensas áreas em lavouras, sejam em sistemas convencionais ou orgânicos de produção. Para seu desenvolvimento adequado demandam quantidades substanciais de nutrientes, portanto, apresentam-se como candidatas a promover a ciclagem dos nutrientes provenientes de AR de criatórios animais. No entanto, devido a parte comestível ser consumida *in natura*, devem ser intensamente investigadas quanto à contaminação microbiológica, para evitar problemas de saúde pública, associados a disposição do efluente.

O objetivo principal deste estudo, foi avaliar os efeitos da disposição final da ARB tratada pela UPT implantada no SIPA, via fertirrigação, em um cultivo de alface, sob manejo orgânico de produção.

Os objetivos específicos do estudo são:

- Avaliar as características de crescimento das plantas, por meio do número de folhas, diâmetro de cabeça e massa verde da parte aérea;
- avaliar a concentração de nutrientes nas folhas de alface;
- avaliar a produtividade de alface sob disposição final de ARB tratada via fertirrigação, em sistema orgânico de produção; e
- avaliar os aspectos sanitários da disposição final da ARB tratada no cultivo orgânico de alface, por meio de indicadores de contaminação microbiológica de alimentos.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização do Experimento

Neste trabalho, utilizou-se a ARB tratada pela UPT do SIPA, para a disposição final via fertirrigação, no cultivo de alface (*Lactuca sativa L.*), cultivar ‘Vera’ do tipo crespa, no período compreendido entre 28/08 e 13/10 de 2015.

O ensaio foi realizado na área do SIPA, conforme a caracterização do local apresentada no Capítulo 1.

O experimento foi realizado em canteiros, a campo aberto, cujas dimensões eram de 32 m de comprimento, 1,0 m de largura e 0,30 m de altura. Para implantação da cultura a campo, os canteiros foram preparados por encanteirador acoplado ao trator. As mudas utilizadas, foram produzidas em bandejas de isopor, em casa de vegetação do SIPA. Apresenta-se na Figura 19, os canteiros utilizados no cultivo sob fertirrigação de ARB.



**Figura 17** - Canteiros utilizados para o cultivo de alface, com as linhas de irrigação e de fertirrigação.

Não foi realizado nenhum tipo de correção das características do solo, nem adubação para o plantio. O solo da área de estudo foi classificado como Planossolo de textura arenosa (OLIVEIRA et al. 2009).

Por ocasião do plantio, as mudas foram implantadas no espaçamento de 0,25x0,25 m, proporcionando o total de 512 plantas por canteiro.

### 4.2 Sistema de Irrigação e Fertirrigação

A irrigação e fertirrigação das culturas foi realizada por um sistema de irrigação localizada, utilizando gotejadores. Sendo o mesmo constituído por: conjunto moto-bomba DANCOR CAM-W4C; filtro de disco de 150mesh; manômetro; válvula de gaveta; tubulações de PVC AMANCO (linha de sucção, recalque, principal e de derivação); quatro mangueiras por canteiro, de polietileno de 16mm de diâmetro AMANCO, interligadas no início e final dos canteiros, formando um ciclo visando a homogeneização/uniformidade da pressão ao longo das linhas; gotejadores NAANDAN com vazões de 2, 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup> e pressão de serviço de 10m.c.a, que foram integrados no espaçamento de 0,25m, formando uma faixa molhada; e demais conexões.

A fertirrigação foi realizada por meio do mesmo sistema de bombeamento, no entanto, a sucção era realizada a partir do reservatório de acúmulo da ARB tratada pela UPT do SIPA, e aplicada por meio de gotejadores com as mesmas vazões que os da irrigação, sendo estes os de 2, 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup>.

De maneira a proporcionar o mesmo teor de água em todas as parcelas, a instalação dos gotejadores foi realizada por meio da associação dos mesmos, de forma que:

- no tratamento com aplicação de 12 L.h<sup>-1</sup> de ARB, o mesmo não recebia complementação por água de abastecimento;
- no tratamento com aplicação de 8 L.h<sup>-1</sup> de ARB, utilizou-se para complementação por água de abastecimento gotejadores com vazão de 4 L.h<sup>-1</sup>;
- no tratamento com aplicação de 4 L.h<sup>-1</sup> de ARB, utilizou-se para complementação por água de abastecimento gotejadores com vazão de 8 L.h<sup>-1</sup>; e
- no tratamento com aplicação de 2 L.h<sup>-1</sup> de ARB, utilizou-se para complementação por água de abastecimento gotejadores com vazão de 2 e 8 L.h<sup>-1</sup>, proporcionando a vazão de 10 L.h<sup>-1</sup>.

Neste sentido, o sistema de bombeamento apresentava duas tubulações de sucção independentes, em que uma era ligada em um reservatório de água proveniente da rede de abastecimento, e outra ao reservatório de acúmulo da ARB tratada pela UPT do SIPA.

Desta forma, com objetivo de se aplicar a mesma quantidade de água em todos os tratamentos, diariamente seguia-se a rotina:

- aplicação da lâmina de irrigação, estimada para o dia anterior, com todas as mangueiras em funcionamento;
- aplicação da dose diária de ARB, por meio apenas das mangueiras de fertirrigação; e
- aplicação de água de abastecimento para complementação, no mesmo tempo de funcionamento da fertirrigação, por meio apenas das mangueiras de irrigação.

Após a instalação do sistema de irrigação, foi realizada a avaliação quanto a uniformidade de aplicação (emissão) de água. Neste sentido, foram medidos, ao longo dos pares de mangueiras sobre os canteiros, a vazão dos conjuntos de gotejadores, de maneira que em cada ponto, fosse coletado o equivalente ao total de água a ser aplicado pela combinação dos gotejadores.

Para tanto, adaptou-se a metodologia de Frizzone et al. (2012), avaliando-se: o primeiro e o último par de gotejadores; bem como os situados a 1/7, 2/7, 3/7, 4/7, 5/7 e 6/7 ao longo do comprimento das linhas. Foram coletados em recipientes plásticos, durante 1 minuto os volumes aplicados pelos emissores avaliados e, em seguida, medido em proveta graduada de 1,0L. A uniformidade de aplicação (UA) foi obtida pela Equação 04:

$$UA = 100 \cdot \frac{\bar{X}_{25}}{\bar{X}} \quad (04)$$

em que:

$\bar{X}_{25}$  = vazão média dos 25% dos emissores com as menores vazões (L.h<sup>-1</sup>); e

$\bar{X}$  = a vazão média, considerando todos os emissores avaliados (L.h<sup>-1</sup>).

#### 4.2.1 Manejo da irrigação

No manejo da irrigação foi adotado um turno de rega (TR) fixo e equivalente a 0,5d. Para tanto, eram realizados pulsos com 2 minutos de duração por vez, podendo ser vários pulsos por dia, evitando-se que houvesse perda por escoamento superficial nos canteiros.

Por meio dos dados climáticos, obtidos a partir da estação agrometeorológica Ecologia Agrícola do INMET, era calculada diariamente o estimado para evapotranspiração, pelo método de Penman-Monteith (FAO-56) determinando a evapotranspiração de referência (ET<sub>0</sub>) e associados aos valores dos coeficientes de cultivo (Kc) disponíveis neste boletim, aplicados sempre no dia seguinte.



## 4.2.2 Fertirrigação/tratamentos

Para a fertirrigação, no experimento, o nitrogênio foi tomado como nutriente de referência. As lâminas necessárias à aplicação das diferentes doses de nitrogênio (N) recomendada às culturas, fornecida por meio da fertirrigação com o efluente gerado pela unidade piloto (UPT), foram calculadas adaptando-se o método descrito por Matos (2006).

Para aplicação dos tratamentos, em que foram utilizados gotejadores com vazões diferentes na mesma mangueira, intercalados entre as parcelas, proporcionando a variação das lâminas de ARB estimadas.

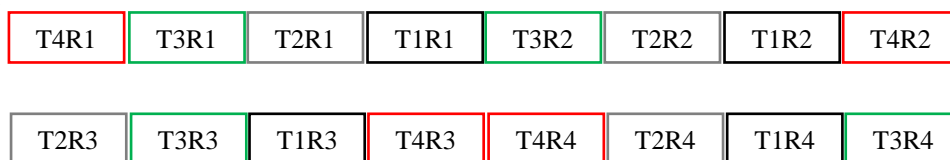
As lâminas de ARB, calculadas em função das doses de N (%), em que a referência utilizada (100% N) foi de 90 kg.ha<sup>-1</sup>. Neste sentido, os tratamentos aplicados foram:

- T1 = 50% do N, por meio dos gotejadores de 2 L.h<sup>-1</sup>;
- T2 = 100% do N, por meio dos gotejadores de 4 L.h<sup>-1</sup>;
- T3 = 200% do N, por meio dos gotejadores de 8 L.h<sup>-1</sup>; e
- T4 = 300% do N, por meio dos gotejadores de 12 L.h<sup>-1</sup>.

A aplicação dos tratamentos foi iniciada no dia de plantio das mudas, sendo a última aplicação da ARB realizada na véspera da colheita das plantas.

## 4.3 Delineamento Experimental

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizados, com quatro repetições por tratamento, conforme o croqui apresentado na Figura 20. Para cada tratamento avaliado, foram implantadas quatro parcelas experimentais com 4m<sup>2</sup>, em que por meio do espaçamento adotado (0,25x0,25m), totalizou 128 plantas para cada tratamento, destas foram avaliadas as 4 plantas centrais de cada metro quadrado. Vale ressaltar que, das quatro linhas de plantas em cada canteiro, foram utilizadas nas avaliações apenas as plantas das duas linhas centrais.



**Figura 18** - Croqui do delineamento experimental adotado ao cultivo de alface; em que, T=tratamento e R=repetição.

## 4.4 Variáveis Avaliadas

No dia 13/10/2015, 45 dias após o transplante (DAT), as plantas foram colhidas. Neste ensaio foram utilizadas as variáveis-resposta: massa verde da parte aérea (g.planta<sup>-1</sup>); número de folhas por planta; diâmetro médio obtido a partir de duas leituras perpendiculares da cabeça; e concentração de nutrientes foliar (N, P, K, Ca e Mg).

Para tanto no momento da colheita, as plantas foram ensacadas, utilizando-se sacos plástico de primeiro uso, e encaminhadas, metade a sala de processamento de produtos agrícolas do SIPA, e a outra metade ao laboratório analítico de alimentos e bebidas LAAB/UFRRJ.

Das plantas colhidas, duas de cada metro quadrado, foram pesadas em balança com precisão de 0,01 g; realizadas duas medidas, perpendiculares, do diâmetro de cabeça, e registradas as médias, por meio de uma régua; e contabilizados o total de folhas por planta.

Após estas avaliações, as plantas foram para estufa de secagem por ventilação forçada, onde permaneceram por 72 horas à 65 °C, e após este período as mesmas foram trituradas em moinho de martelos conforme Malavolta (1997).

As análises de concentração de nutrientes foram realizadas no laboratório de fertilidade da EMBRAPA Agrobiologia. Foram avaliadas as concentrações de N, P<sub>Total</sub>, K<sub>Total</sub>, Ca<sub>Total</sub> e Mg<sub>Total</sub>, seguindo-se a metodologia da EMBRAPA (SOUZA & NOGUEIRA, 2005).

Foram avaliados os aspectos sanitários das plantas, utilizando-se como indicadores de contaminação por determinação, os coliformes termotolerantes e Salmonela spp.

Os padrões e critérios para análise do aspecto sanitário seguiram a legislação vigente de regulamentação técnica sobre padrões microbiológicos para alimentos – RDC n°12 de 2001 (BRASIL, 2001). As análises de qualidade dos alimentos foram realizadas no Laboratório Analítico de Alimentos e Bebidas (LAAB), do Departamento de Alimentos da UFRRJ.

Na Figura 21, é apresentado o cultivo de alface em pleno desenvolvimento, no dia anterior à colheita.



**Figura 19** - Canteiros sob disposição final da ARB tratada, cultivados com alface, com as plantas na véspera da colheita.

#### **4.5 Análise Estatística**

Os resultados foram submetidos à análise da variância ANOVA ( $p \leq 0,05$ ); e em sendo significativos os efeitos, estes foram testados por modelos de regressão polinomial. A escolha dos modelos foi baseada na significância estatística (teste F), no ajuste do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e no significado biológico do modelo. As análises foram realizadas por meio do software SISVAR 5.6 (Ferreira, 2011).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Uniformidade do Sistema de Irrigação

Na Tabela 26, são apresentados os resultados do teste de uniformidade de aplicação de água pelos gotejadores do sistema implantado. Verifica-se na referida Tabela os valores de vazão dos gotejadores dispostos ao longo de quatro linhas laterais.

A vazão média dos emissores em cada linha lateral, foi superior a 95,66% de uniformidade em relação à aplicação de água e de acordo com (FRIZZONE et al. 2012), o sistema foi classificado como excelente. A vazão média dos gotejadores do sistema de irrigação determinada após o teste foi de 12,1 L.h<sup>-1</sup>, sendo esta considerada pelo funcionamento simultâneo dos dois sistemas (fertirrigação e irrigação).

**Tabela 26** - Resultado do teste de uniformidade de aplicação do sistema de irrigação.

Posição dos pares de gotejadores nas tubulações	Linhas Laterais (L.h <sup>-1</sup> )			
	1.1 <sup>a</sup>	1.2 <sup>a</sup>	2.1 <sup>a</sup>	2.2 <sup>a</sup>
1°	12,2	12,1	13,0	12,7
18°	13,1	12,6	12,4	12,0
37°	12,4	11,9	12,0	12,2
55°	12,3	12,2	12,3	12,1
73°	12,2	12,0	11,3	11,9
91°	11,0	11,5	12,2	12,0
110°	12,4	12,0	12,0	12,1
128°	11,6	11,9	11,5	12,1
$\bar{X}$ (L.h <sup>-1</sup> )	12,1			
UA (%)	95,66			

### 5.2 Caracterização da ARB Utilizada na Fertirrigação

Na Tabela 27, segue apresentada a caracterização dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da ARB utilizada na fertirrigação do cultivo de alface.

**Tabela 27** - Caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos, em valores medianos, da ARB tratada na UPT do SIPA, utilizada na fertirrigação do cultivo de alface, para fornecimento das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%).

Parâmetros	Mediano	Parâmetros	Mediano
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	267,14	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	135,25
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	693,83	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	99,50
DQO/DBO	2,67	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	96,50
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	30,00	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	2,87
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,60	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,16
Turbidez (FTU)	91,72	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	89,75
Cor (PtCo)	2290	K (mg.L <sup>-1</sup> )	128,45
pH	7,00	Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	45,15
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	2,42	Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	33,94
RAS [(mmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup> ]	0,57	Na (mg.L <sup>-1</sup> )	20,76
O & G (mg.L <sup>-1</sup> )	21,00	Salm (P/A. 100mL <sup>-1</sup> )	P
O.veg (mg.L <sup>-1</sup> )	12,70	C.Termo [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	6,25
G.ani (mg.L <sup>-1</sup> )	14,90	E.coli [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	6,00

Destacam-se na Tabela 27, as concentrações de nutrientes, principalmente  $P-PO_4^{3-}$ , K e  $N-NH_4^+$ , apresentados em ( $mg.L^{-1}$ ), respectivamente 135,25; 128,45; e 96,50. Nota-se que o pH (7,00), encontra-se na faixa de neutralidade, a CE e RAS não representam risco de sodificação dos solos, embora deva-se utiliza-la criteriosamente devido o teor de Na ( $20,76 mg.L^{-1}$ ). É possível observar ainda que esta ARB tratada, contem quantidade de material orgânico, analisados por meio dos índices DBO ( $267,14 mg.L^{-1}$ ), DQO ( $693,83 mg.L^{-1}$ ) e SST ( $30,00 mg.L^{-1}$ ). Devido ao fato da concentração dos indicadores de contaminação microbiológica estarem acima do permitido pela legislação (ANVISA / RDC-12), sendo estes a presença de *Salmonella*,  $6,25 \log C.Termo (NMP.100 mL^{-1})$ , e  $6,0 \log E.coli (NMP.100 mL^{-1})$ , seu uso requer atenção.

Lima et al. (2005), utilizaram em sua pesquisa acerca da produção e qualidade sanitária de um cultivo de alface, efluente tratado por um sistema de tratamento composto por decantador primário, reator UASB e duas lagoas de polimento, aos quais proporcionaram um efluente final com as seguintes características: 8,3 de pH,  $1,45 dS.m^{-1}$  de CE,  $252 mg.L^{-1}$  de DQO,  $7,74 mg.L^{-1}$  de NTK,  $4,62 mg.L^{-1}$  de  $N-NH_4^+$ ,  $2,25 mg.L^{-1}$  de  $P_{Total}$ ,  $46,92 mg.L^{-1}$  de K,  $100,64 mg.L^{-1}$  de SST e  $1 \log UFC.100 mL^{-1}$  de C.Termo; desta foram aplicados diariamente com auxílio de regador manual o equivalente a 7 mm. Desta pesquisa, deve-se destacar que as características nutricionais do efluente utilizado, são inferiores ao do presente estudo, no entanto o pH apresentou-se ligeiramente mais alcalino, o teor de SST superou em mais que o dobro, enquanto a DQO foi menor, que os da ARB tratada no SIPA.

Com o objetivo de avaliar a utilização de distintas águas residuárias (AR) provenientes de atividades agroindustriais, Baumgartner et al. (2005) irrigaram a cultura do alface variedade Manteiga de Boston. Para tanto foram testadas, entre outras, as AR lagoa de estabilização de dejetos de suínos e de lagoa de produção de algas alimentadas com resíduo de biodigestor de dejetos de suínos. Destas, as características foram, respectivamente, 8,13 e 8,0 de pH, 3208 e  $2062 mg.L^{-1}$  de DQO, 1942 e  $147,9 mg.L^{-1}$  de NTK, 0,80 e  $0,75 mg.L^{-1}$  de  $N-NO_3^-$ , 22,5 e  $30,8 mg.L^{-1}$  de  $P_{Total}$ , 565 e  $450 mg.L^{-1}$  de K, 170 e  $315 mg.L^{-1}$  de Na e acima de  $4 \log NMP.100mL^{-1}$  de C.Termo. O sistema de irrigação adotado em todos os tratamentos foi o de gotejamento, e aplicados 7mm por dia, ao longo de 49 dias. De acordo com os autores, não foi observada contaminação das plantas, no entanto, concluíram que os elevados teores de nutrientes fornecidos por estas AR provocaram efeito inibidor ao desenvolvimento da cultura. Ao comparar os resultados apresentados por estes autores, com os do presente estudo, nota-se de mais marcante os teores de NTK, de K e de Na, muito superiores ao da ARB tratada no SIPA, podendo os dois últimos, em função do efeito que provocam ao nível de salinidade serem os responsáveis pela inibição ao desenvolvimento das plantas

Sandri et al. (2007), com o objetivo de avaliar o desenvolvimento da Alface cv. Elisa, testaram o efeito de diferentes sistemas de irrigação na aplicação de água residuária, sendo esta, proveniente de sanitários e tratada por um conjunto de reatores anaeróbios e leitos cultivados com macrófitas (taboa e junco), cujas características físico-químicas e biológicas, após o tratamento foram em média: 7,3 de pH,  $0,58 dS.m^{-1}$  de CE,  $0,89 (mmol.L^{-1})^{1/2}$  de RAS,  $40 mg.L^{-1}$  de DBO,  $0,7 mg.L^{-1}$  de  $N-NO_3^-$ ,  $35 mg.L^{-1}$  de  $N-NH_4^+$ ,  $4,0 mg.L^{-1}$  de  $P_2O_5$ ,  $10,53 mg.L^{-1}$  de K,  $18,63 mg.L^{-1}$  de Na,  $4 \log NMP. 100 mL^{-1}$  de E.coli e  $5 \log NMP. 100mL^{-1}$  de coliformes totais. No primeiro ciclo a lâmina de AR acumulada foi em média 75mm e para o segundo ciclo a mesma foi de 130 mm, em que representaram aproximadamente um total de 45 dias de aplicação. De acordo com as análises realizadas no monitoramento do alface, concluíram que em todos os tratamentos utilizando AR, a planta apresentou desempenho superior. Comparada ao presente estudo, a AR utilizada pelos autores apresentaram níveis de pH e RAS semelhantes, enquanto que a carga orgânica avaliada pela DBO foi quase 6 vezes inferior, assim como foram inferiores as concentrações de  $N-NH_4^+$ , de  $P_2O_5$ , de K e de Na.

Juchen et al. (2013) avaliaram o cultivo de alface do tipo americana, com ciclo de 55 dias, sob fertirrigação com AR de frigoríficos e laticínios tratadas por lagoas de estabilização, visando fornecer o equivalente a  $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de nitrogênio à cultura, estabeleceram uma lâmina diária de 17,7 mm e, de acordo com os autores, a produtividade obtida foi equivalente à utilização de ureia, e o padrão de contaminação microbiológica foi inferior ao estabelecido pela legislação brasileira, portanto, sem apresentar risco humano ao consumo das plantas. As AR eram, respectivamente, compostas por: 7,8 e 8,05 de pH, 185 e  $314 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de DQO, 60 e  $60,34 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de NTK, 2,60 e  $3,05 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$  de CE, ausência de Salmonella em NMP.100  $\text{mL}^{-1}$  e 1 e 2 log NMP.100  $\text{mL}^{-1}$  de C.Termo. Nota-se que, apesar da lâmina adotada pelos referidos autores, ser maior que quatro vezes a lâmina calculada para a dose de 100% do N no presente estudo (apresentada na Tabela 28, a seguir), a adubação nitrogenada estabelecida por estes foi menor que a de  $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , e ainda a carga orgânica e a concentração de microrganismos dos efluentes testados foram também inferiores, no entanto a CE das mesmas foi superior.

Cuba et al. (2015) avaliaram a viabilidade do uso de efluente doméstico tratado por tanque séptico, tanque de microalgas, filtro anaeróbio de fluxo ascendente e leitos cultivados, como fonte de água e nutrientes ao cultivo hidropônico de alface cv. Vanda do tipo crespa, por 21 dias; o sistema de cultivo funcionava em canaletas com vazão de recirculação a  $1,5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ , e a partir de 4 datas de monitoramento a média das características do esgoto doméstico tratado foram: 8,1 de pH,  $0,48 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$  de CE,  $18,55 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de DBO,  $43,85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de NTK,  $5,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de  $\text{P}_{\text{Total}}$ ,  $13,15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de K,  $52 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de Na e 2 log NMP.100 $\text{mL}^{-1}$  de C.Termo. Os autores concluíram que o efluente utilizado não prejudicou a produtividade da cultura, mas para tanto o mesmo deve ser complementado com alguns fertilizantes para atender a demanda nutricional, visto que no trabalho destes autores as concentrações de NTK,  $\text{P}_{\text{Total}}$  e K foram inferiores aos da ARB tratada no SIPA. Apesar da AR utilizadas pelos autores não tenha prejudicado o desenvolvimento das plantas, a concentração de Na requer atenção pois o mesmo pode trazer prejuízos ao ambiente, se aplicado no solo, embora a CE tenha sido abaixo da observada na ARB do SIPA.

De acordo com Cuba et al. (2015) o pH ideal de efluentes para fertirrigação da cultura deve ser abaixo de 6,5, pois acima deste pode ocorrer a precipitação de Ca, Fe, Mg e P, reduzindo a disponibilidade destes para as plantas.

Albuquerque et al. (2016) testaram o desempenho de diferentes cultivares de alface crespa, sob cultivo hidropônico, com AR's otimizadas, sendo estas, uma proveniente do esgoto bruto da cidade de Lagoa-Seca/PB e outra proveniente de reator UASB de Campina Grande/PB. O esgoto bruto utilizado apresentou pH de 7,4, CE  $2,13 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ , Na  $243,11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , K  $49,14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{P}_{\text{total}}$   $29,30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $1,27 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_4^+$ ; e o efluente do UASB com pH de 7,2, CE  $2,5 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ , Na  $357,65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , K  $0,39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $\text{P}_{\text{total}}$   $4,14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $58,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de  $\text{N-NH}_4^+$ . Concluiu-se que o uso das AR's no preparo das soluções nutritivas para o cultivo hidropônico é viável na região do semiárido brasileiro.

Para avaliarem a resposta da alface, cv. Vanda do tipo crespa, sob níveis de irrigação, Chiconato et al. (2013) utilizaram biofertilizante de origem bovina, proveniente de um biodigestor do tipo indiano com TDH de 60 dias. Os autores adotaram a aplicação de 1, 2, 4, 6 mm de biofertilizante nas plantas, cuja análise físico-química apresentou  $140 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de N,  $54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de P,  $48,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de K e  $18,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de Na. Para as variáveis analisadas altura, número de folhas, diâmetro e massa fresca da parte aérea das plantas a dose de 6mm foi superior aos demais, no entanto a adubação mineral adotada ( $40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de N,  $174,57 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de P e  $124,52 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  de K) apresentou maiores valores de massa seca da parte aérea. Os autores ressaltaram ainda que, cada cultivar irá responder de maneira distinta as adubações, e que a utilização de resíduos orgânicos deve ser adotada de maneira criteriosa, pois o mesmo irá liberar gradativamente os nutrientes, de forma que em alguns casos pode esta liberação

gradual proveniente pode resultar em deficiência no fornecimento dos nutrientes necessários ao desenvolvimento adequado.

Na Tabela 28, são apresentadas as lâminas totais de ARB, definidas a partir da concentração de nitrogênio, aplicada em 45 dias, suas respectivas compensações em água de abastecimento (AA), a lâmina evapotranspirada total no período de cultivo de alface, determinada por estimativa e repostada via irrigação, e o total de água aplicado ao longo do ciclo experimental sendo este o somatório da ARB, AA e ETPc.

**Tabela 28** - Lâminas totais (mm) de água de irrigação, de fertirrigação (ARB tratada na UPT do SIPA) e água de abastecimento (AA), aplicadas ao cultivo de alface, para fornecimento das doses de N (50, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Lâminas de ARB + AA aplicada (mm)	Lâmina total evapotranspirada (mm)	Total de água aplicado (ARB+AA+Irriga)
50	95 + 475		
100	190 + 380		
200	380 + 190	62,16	632,16
300	570 + 0		

Observa-se na Tabela 28, que as lâminas aplicadas aos tratamentos referentes as doses testadas, superaram a demanda hídrica da cultura, com relação ao obtido pela estimativa da evapotranspiração. Este fato se deve as concentrações das formas nitrogenadas, utilizadas na determinação da lâmina de ARB, no entanto, como apresentado anteriormente, para dose de 200% N esta se aproxima da lamina de 7 mm.d<sup>-1</sup> adotada por outros autores e mesmo a dose equivalente a 300% N, apesar de superar as lâminas adotadas por outros autores, esta foi inferior a estabelecida por Juchen et al. (2013), mas como já discutido, as concentrações de nitrogênio na AR utilizada por estes autores foi inferior a do presente estudo assim como a referência de adubação (60 kg.ha<sup>-1</sup>) foi inferior aos 90 kg.ha<sup>-1</sup> utilizado no cálculo das lâminas de ARB proveniente da UPT do SIPA.

### 5.3 Crescimento da Cultura

Na Tabela 29, são apresentados os dados médios do número de folhas (nº de folhas), diâmetro da cabeça (D) em (cm) e massa verde (MV) da parte aérea da alface (g.planta<sup>-1</sup>), obtidos a partir da fertirrigação, para cada dose de N (%) aplicada via ARB.

**Tabela 29** - Valores médios do nº de folhas, diâmetro de cabeça (cm) e massa verde da alface (g.planta<sup>-1</sup>), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento das diferentes doses de N (50, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Médias		
	MV (g.planta <sup>-1</sup> )	D (cm)	Nº folhas
50	123,73	15,53	20,8
100	129,66	16,52	23,4
200	140,60	16,70	23,4
300	156,16	16,91	23,2

Observa-se a partir da Tabela 29, com relação ao nº de folhas que, nos tratamentos de 100 a 300% N, não ocorreu diferença entre os valores, embora estes sejam valores médios e comparando-se com a dose de 50% N, a diferença aproximada foi de 2 folhas.

A pequena influência, observada para o nº de folhas, por efeito das doses de N (%) aplicadas, se repete para D (cm), no entanto para a menor dose (50% N) este foi de 15,53 cm ao passo que para os demais tratamentos o mesmo variou de 16,52 a 16,91 (cm).

Dentre os parâmetros de crescimento, monitorados nas plantas de alface, apenas para MV (g.planta<sup>-1</sup>), apresentou diferenciação significativa ao nível de 5%, por efeito das lâminas aplicadas, em que na menor dose aplicada esta foi de 123,73 g.planta<sup>-1</sup> e para maior dose foi de 156,16 g.planta<sup>-1</sup>, sendo as doses respectivamente 50% e 300% de N via ARB tratada.

Na Tabela 30 e Tabela 31, são apresentados respectivamente os resultados da ANOVA e regressão, realizados para os efeitos das doses de N (%) nos parâmetros monitorados relativos ao crescimento do alface.

De acordo com Milhomens et al. (2015), ao avaliarem o efeito de doses crescentes de nitrogênio no cultivo de alface, os autores discutiram que o excesso de N na forma amoniacal, pode vir a prejudicar o desenvolvimento da cultura, por influenciar no gradiente de pH da membrana citoplasmática, pois o excesso desta forma de nutriente pode se tornar tóxico a planta. E apesar de terem testado doses de N até 150kg.ha<sup>-1</sup>, criticam o excesso de N recomendado aos agricultores, bem como doses excessivas testadas em alguns trabalhos. Concluíram que uma das cultivares, Verônica, respondeu de maneira linear crescente as doses, no entanto, a cv. Elba apesar de padrão adequado de diâmetro de cabeça, apresentou massa fresca e seca inferiores.

Analisando-se a Tabela 30, nota-se que apenas a MV apresentou variação significativa em função das doses de N (%) aplicadas ao cultivo de alface, embora para o nº de folhas, a variação influenciada pelas doses de ARB aplicadas tenha sido ao nível inferior a 10%, e se levar em consideração a variações inerentes ao meio físico pudesse ser considerada significativa, se fosse adotado na análise estatística a significância abaixo de 10%.

**Tabela 30** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), na massa verde da alface, no nº de folhas e no diâmetro de cabeça, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr > Fc	CV (%)
MV	4,719	0,0213	9,54
Nº de folhas	2,991	0,0733	6,34
D	1,279	0,3260	6,57

Apresenta-se na Figura 22(A, B e C), a dispersão dos dados relativos ao monitoramento dos parâmetros de crescimento do Alface.

Por meio dos resultados apresentados na Tabela 31, relativos a regressão, realizada para se determinar o modelo matemático de resposta das doses de N (%) no crescimento da alface, para MV ajustou-se modelo linear crescente para as doses testadas.

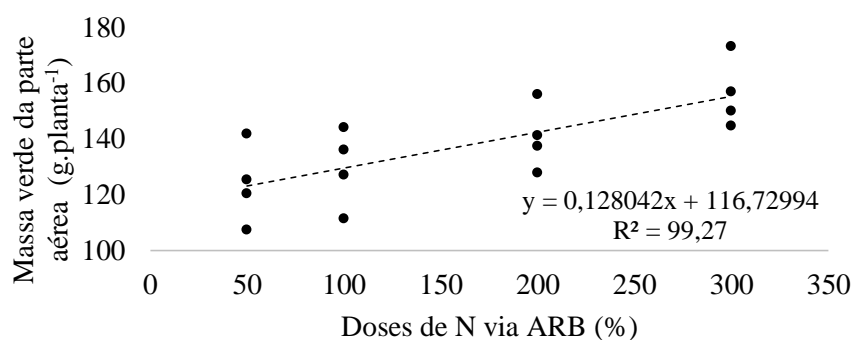
Observa-se na Figura 22A, pela dispersão dos valores médios das parcelas, que independente as doses de N (50, 100, 200 e 300 %), os resultados apresentaram valores extremos, no entanto não foram avaliados quanto a posição nos canteiros.

Analisando-se a Figura 22B, nota-se que, apesar dos dados médios de cada tratamento, para as doses intermediárias terem sido iguais em relação ao nº de folhas, a dispersão das médias avaliadas, para dose de 100% N, esteve mais agrupada e superior à de 200% N, o que permite sugerir que na primeira, as plantas tiveram maior número de folhas.

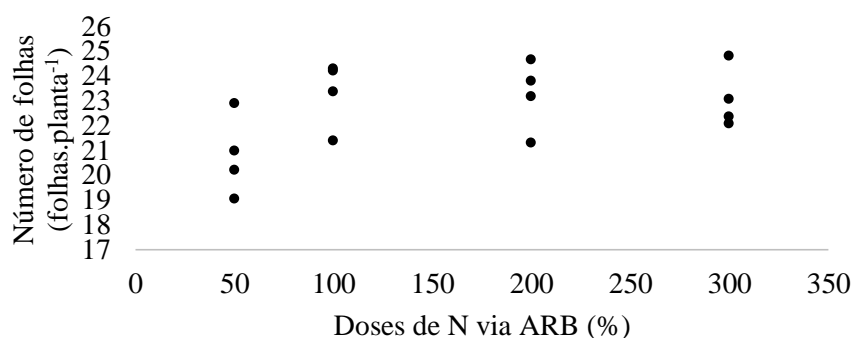
**Tabela 31** - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), no nº de folhas e MV da alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

REGRESSÃO					
Parâmetro	b0	Pr> t	b1	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
MV	116,72994	0,0000	0,128042	0,0028	99,27

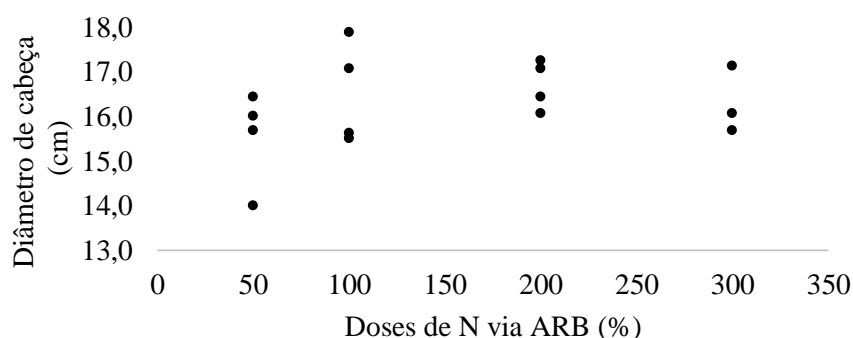
Com relação ao diâmetro de cabeça, de acordo com as avaliações realizadas o mesmo não apresentou diferenciação entre os resultados, embora pela Figura 22C, assim como para o nº de folhas, seja possível notar que no tratamento cuja dose de N foi de 50%, apresentou médias por parcela superiores e mais dispersas, enquanto que referente as doses de 200 e 300% N foram mais próximos os valores das parcelas.



A



B



C

**Figura 20** - Variabilidade dos resultados do monitoramento do crescimento da alface: (A) MV (g.planta<sup>-1</sup>); (B) nº de folhas; e (C) D em (cm), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.



Santana et al. (2006), com o objetivo de avaliar a qualidade física, microbiológica e parasitológica de alfaces, pesquisaram alfaces variedades crespas provenientes de sistema orgânico, convencional e hidropônico, comercializadas entre setembro de 2003 e junho de 2004, disponíveis em supermercados de Salvador/BA. Com relação as plantas cultivadas em sistema orgânico foram medidas em média de parte bio-comestível (folhas)  $210,53 \text{ g.planta}^{-1}$ . Portanto, apesar de não terem sido apresentados os dados sobre as adubações e manejos adotados, nota-se que os resultados obtidos no presente estudo estiveram abaixo do considerado como padrão de comercialização.

Salgado et al. (2006) conduziram um estudo no SIPA, com objetivo de testar o desempenho de consórcios de alface crespa e alface lisa com cenoura e rabanete, em dois anos de cultivos, sob manejo orgânico. Para a cv. Veronica, do tipo crespa, foram obtidos no primeiro ano (colheita aos 54 DAT) de cultivo peso de matéria fresca e diâmetro de cabeça, respectivamente, 334,2 a 343,2 ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) e 33,1 a 35,2 (cm), enquanto que para o segundo ano (colheita aos 50 DAT) as variações foram de 331,7 a 342,7 ( $\text{g.planta}^{-1}$ ) e 38,4 a 43,7 (cm). Nota-se a partir dos resultados apresentados, que nos dois anos de cultivo, o ciclo de cultivo foi superior aos 45 dias do presente estudo, a cultivar utilizada pelos autores foi a 'Verônica', e ainda deve-se destacar que no solo em que os autores conduziram o cultivo foram realizadas correções com calcário, termofosfato magnésiano, cinzas vegetais e esterco de cama de aviário, e ainda entre os dois ciclos conduziram o plantio de mucuna preta como adubação verde e proteção do solo.

Lima et al. (2009) estudaram o desempenho de alface cv. Regina, do tipo lisa, em sistema orgânico, com e sem cobertura morta e diferentes lâminas de água. O estudo foi conduzido no SIPA, no período de 05/2006 a 08/2006, com ciclo de cultivo de 36 dias. Ficou demonstrado que a utilização de cobertura morta proporcionou maior valor de massa fresca se comparado a não utilização da mesma, com valores em torno de  $500 \text{ g.planta}^{-1}$ . Conforme discussão feita por Chiconato et al. (2013), a resposta dos tipos de alface bem como as diversas cultivares, apresentam respostas diferentes as adubações.

Pimentel et al. (2009) em dois experimentos, conduzidos no SIPA, avaliaram o desempenho agrônomico do consórcio de cenoura e alface (cv. Regina, tipo lisa), sob diferentes doses de composto orgânico (0, 12, 24 e  $48 \text{ t.ha}^{-1}$ ) obtido a partir da mistura de esterco bovino com capim Napier e outros restos culturais; foi encontrado para o alface resposta crescente às doses de composto para os parâmetros produtividade e diâmetro de parte aérea no primeiro experimento, enquanto que no segundo o mesmo ocorreu apenas para o diâmetro. A partir dos dados apresentados observa-se que a produtividade estimada ( $\text{t.ha}^{-1}$ ) nestes ensaios variou respectivamente, de 12,4 a 22,3 e de 29,0 a 34,6, e para o diâmetro (cm) a variação foi de 28,6 a 33,3 e de 31,8 a 33,9.

De acordo com Pimentel et al. (2009), devido o primeiro experimento ter iniciado em abril de 2000 e o alface colhido 37 DAP, e o segundo iniciado em junho de 2000 com colheita da alface aos 53 DAP, associaram a diferença de desempenho observada como função da condição climática de cada ocasião, por ter influenciado no tempo de permanência da cultura a campo, e por fim concluíram que em função dos modelos de regressão ajustados poderiam ter sido aplicadas maiores doses de composto orgânico.

Abreu et al. (2010) testaram o efeito da adubação orgânica no cultivo de alface tipo crespa, cv. Vera, em experimento conduzido em Brasília/DF, no período de 11/2006 a 02/2007. Os autores compararam o efeito da utilização de esterco bovino com a adubação química e outras fontes de composto orgânico; para o primeiro obtiveram  $91,14 \text{ g.planta}^{-1}$  de massa fresca, enquanto para o químico este foi de  $233,11 \text{ g.planta}^{-1}$  e para esterco de galinha chegou a  $542 \text{ g.planta}^{-1}$ . Os resultados apresentados corroboram, com o discutido acerca da disponibilidade dos nutrientes em cada fonte de adubo utilizado, comprovando que compostos com lenta liberação de nitrogênio, como é o caso do composto orgânico e semelhante ao teor

associado a carga orgânica da ARB, respondem de maneira menos efetiva, possivelmente pela lenta disponibilização a alface que apresenta um ciclo curto.

Figueiredo et al. (2012) ao estudarem a mineralização de esterco de ovinos, sob diferentes alimentações, e sua influência na produção de alface tipo americana apresentaram resultados de massa fresca variando de 281 a 494 g.planta<sup>-1</sup>. Ainda de acordo com os autores, a rápida mineralização inicial de alguns esterco, provoca um decréscimo acentuado da respiração do solo, com conseqüente diminuição da produção de alface, embora esta ainda seja maior que a não utilização dos esterco.

Esta discussão acerca da disponibilização dos nutrientes, vai de encontro aos testes conduzidos por Peixoto Filho et al. (2013), que demonstraram que em cinco ciclos sucessivos, comparando o efeito de diferentes esterco e composto orgânico, apenas no primeiro ciclo o efeito do esterco de frango apresentou resultados superiores ao do esterco bovino, no entanto já a partir do segundo ciclo a produtividade obtida pela utilização do esterco bovino apresentou incremento de quase 10 t.ha<sup>-1</sup>, enquanto que o de frango apresentou decréscimo e já a partir do segundo ciclo foi menor que a produtividade obtida pelo esterco bovino.

Peixoto Filho et al. (2013) ao avaliarem a produtividade de alface tipo crespa, cv. Cacheada, sob aplicação de doses de esterco em cultivos sucessivos, testaram para o esterco de bovinos as doses, em função da referência de 60 kg.ha<sup>-1</sup>, (0,25; 0,50; 1,00; 1,50; e 2,00) vezes a dose em kg.ha<sup>-1</sup>, em cinco ciclos sucessivos. Com relação aos dados médios apresentados de matéria fresca (g.planta<sup>-1</sup>), número de folhas e produtividade (t.ha<sup>-1</sup>), apresentaram para cada ciclo de cultivo, respectivamente (102,5; 13,75; e 19,53), (187,5; 15,75; e 27,95), (124,00; 13,00; e 19,15), (77,25; 10,00; e 10,67) e (41,00; 9,25; e 10,00). A partir destes, concluíram ser imprescindível nova aplicação de esterco após o terceiro ciclo, mesmo com as maiores doses testadas.

De acordo com Juchen et al. (2013), a aplicação de AR de laticínio e frigorífico, visando o fornecimento da adubação nitrogenada de 60 kg.ha<sup>-1</sup>, proporcionaram ao cultivo de alface tipo americana, respectivamente aos tipos de AR, diâmetros de cabeça de 36,66 e 33,12 (cm), número de folhas 33,94 e 31,86 (folhas).

Silva et al. (2015), em experimento conduzido no Acre, com objetivo de avaliar o desempenho agrônomico do cultivo orgânico de alface, no qual compararam a cultivar Vera crespa e a lisa Baba de Verão sob diferentes níveis de sombreamento (35%, 50%, 52% e pleno sol), épocas de plantio (período chuvoso x período de estiagem) e preparo do solo (plantio direto, cultivo mínimo e convencional). No período chuvoso a cultivar Vera apresentou variação em média de massa fresca (g.planta<sup>-1</sup>), nas diferentes condições de sombreamento, respectivamente: de 87 a 119; de 50,6 a 94,0; de 21,7 a 33,8; e de 4,2 a 39,4. Enquanto que para o período de estiagem a variação obtida foi de: 118,3 a 135,4; de 69,2 a 112,5; de 54,8 a 84,2; e de 42,7 a 111,4 g.planta<sup>-1</sup>. Estes resultados corroboram o fato de que, para uma mesma cultivar, sob as mesmas condições de manejo, a época do ano influencia diretamente na resposta a adubação.

Milhomens et al. (2015) ao avaliarem o desempenho de duas cultivares do tipo crespa, Elba e Verônica, sob diferentes doses de nitrogênio (0, 75, 100 e 150 kg.ha<sup>-1</sup>) e em cultivo a campo e protegido, em um ciclo de 27 dias após o transplante das mudas, alcançaram, respectivamente as cultivares, no cultivo a campo para o diâmetro de cabeça 27,6 e 22,78 (cm), 48,62 e 40,28 folhas por planta e 225,54 e 183,65 (g.planta<sup>-1</sup>) de massa fresca. Já no cultivo protegido para os mesmos parâmetros, foram encontrados, respectivamente as cultivares, 24,21 e 26,65 (cm), 40,58 e 38,91 (folhas.planta<sup>-1</sup>), e 249,97 e 309,61 (g.planta<sup>-1</sup>).

Teodoro et al. (2016) com o objetivo de avaliar, pela aplicação de vermicomposto como adubação complementar, a produtividade e as características agrônomicas na alface, utilizaram para tanto a cultivar Baba de Verão (manteiga), do tipo lisa com folhas soltas, cuja colheita foi realizada 23 DAP. Tomando-se os tratamentos como doses de composto na cova

de plantio (0; 62,5; 125; 187,5; e 250 g.cova<sup>-1</sup>), não diferiram estatisticamente as doses adotadas. Em termos médios apresentaram: 10,55 folhas.planta<sup>-1</sup>, 41,40 g.planta<sup>-1</sup> de massa fresca de parte aérea e alcançando até 40 t.ha<sup>-1</sup> de produtividade estimada; apesar de ter sido discutido que o desempenho não foi adequado, foi sugerido que tenha relação com o período de implantação da cultura a campo, cujas temperaturas registradas foram superiores a esperada para região.

Alencar et al. (2012) aplicando a urina de vaca na concentração de 1,0%, em diferentes parcelamentos (a cada 5, 10 e 15 DAT), sendo em cada aplicação 150 mL de solução ao solo, além da adubação de plantio com N-P-K (5-25-15) e 10 t.ha<sup>-1</sup> de esterco bovino curtido, na cultivar Elba crespa, obtiveram em média 26,19 folhas.planta<sup>-1</sup>, 163,9 (g.planta<sup>-1</sup>) de massa fresca de parte aérea; concluindo que a urina de vaca apresentou-se como alternativa de adubação em sistema orgânico, no entanto os autores não apresentaram as características da urina utilizada. Nota-se que os valores apresentados pelos autores, foram superiores ao do presente estudo, no entanto além da utilização das doses de urina de vaca (cujas concentrações de nutrientes não foram apresentadas), os autores utilizaram a recomendação de adubação em esterco bovino e adubação e correção do solo para o plantio.

Freire et al. (2016), em ensaio conduzido em casa de vegetação com 50% de sombreamento, em vasos de 3,6 L, avaliaram o desempenho fitotécnico e produtivo de alface, na qual utilizaram a cv. Elba crespa, nas condições do Seridó Paraibano, em um ciclo de cultivo de 38 DAT, com fertilização a base de diferentes concentrações de urina de vacas em lactação, cujas as características eram: 8,6 de pH, 5,28 dS.m<sup>-1</sup> de CE, 7,00 g.kg<sup>-1</sup> de N, 0,05 g.kg<sup>-1</sup> de P, 12,35 g.kg<sup>-1</sup> de K<sup>+</sup>, 0,33 g.kg<sup>-1</sup> de Ca<sup>+2</sup>, 0,51 g.kg<sup>-1</sup> de Mg<sup>+2</sup> e 5,48 de Na<sup>+</sup>; a aplicação foi realizada a cada 7 dias, na dosagem 15 L.aplicação<sup>-1</sup>, nas concentrações (0,0; 1,0; 2,0; 3,0; e 4,0) (v/v).

A partir das avaliações realizadas por Freire et al. (2016), o número de folhas apresentou resposta quadrática, com 23,8 folhas para dose estimada de 2,1% em solução; para o diâmetro de cabeça, a resposta foi semelhante, apresentando máximo 29,2 cm estimado para 2,7% de urina; o mesmo ocorreu em relação a massa fresca da parte aérea, em que apresentou 123,0 g.planta<sup>-1</sup>, no entanto pelo modelo ajustado o máximo foi de 119,8 g.planta<sup>-1</sup> para dose estimada de 2,2%, resultando em uma estimativa de produtividade máxima de 12,2 t.ha<sup>-1</sup> para esta dose.

Com base nos resultados apresentados por Freire et al. (2016), observa-se que o número de folhas e diâmetro de cabeça, foram superiores aos obtidos a partir da fertirrigação com a ARB tratada na UPT do SIPA, no entanto em termos de massa fresca das plantas, a ARB proporcionou valores superiores aos apresentados.

Souza et al. (2017) ao testarem a produção de alface crespa em cultivo protegido, sob fertirrigação com nitrogênio e silicato de potássio, constataram que a variação das doses de N (0 a 180 kg.ha<sup>-1</sup>) influenciaram diretamente o crescimento das plantas, com resposta crescente ao aumento das doses, sem influência marcante da aplicação do silicato. Neste trabalho os autores alcançaram a média de 161,12 (g.planta<sup>-1</sup>) de massa fresca comercial com aproximadamente 17 folhas.planta<sup>-1</sup>, na qual representaram a dose máxima ajustada pelo modelo linear crescente de 171 kg N. ha<sup>-1</sup>.

#### 5.4 Diagnose Foliar

Na Tabela 32, são apresentados os teores de nutrientes N, P, K, Ca e Mg (g.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea da alface submetido as distintas lâminas de ARB, determinadas em função da dose de N (%) e aplicadas ao longo do ciclo (45 DAT), cujas avaliações foram realizadas ao final deste.

Destaca-se com relação aos teores de nutrientes acumulados nas folhas de alface, que em ordem crescente de concentração estão Mg, P, Ca, N e K (g.kg<sup>-1</sup>). Dentre estes, de acordo

com os resultados da ANOVA (Tabela 33), apenas para o Mg a análise não apresentou variação significativa entre os resultados, sendo que para este o menor valor foi de 3,16 g.kg<sup>-1</sup> (50% N) e o maior foi de 3,33 g.kg<sup>-1</sup> (100% N) decrescendo a partir deste até a máxima dose (300%N) em que alcançou 3,25 g.kg<sup>-1</sup>.

**Tabela 32** - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg (g.kg<sup>-1</sup>) na alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (50, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Teores Médios (g.kg <sup>-1</sup> )				
	Ca	Mg	K	P	N
50	10,89	3,16	63,23	5,65	29,5
100	9,93	3,33	70,08	5,99	32,4
200	10,73	3,30	75,41	6,44	34,8
300	10,60	3,25	71,17	6,73	36,3

**Tabela 33** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), para os teores de Ca, K, N, P e Mg na alface, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr > Fc	CV (%)
Ca	7,051	0,0055	3,02
Mg	1,484	0,2685	3,67
K	18,327	0,0001	3,37
P	18,233	0,0001	3,59
N	70,588	0,0000	2,10

A partir da Tabela 33, nota-se que apesar do efeito altamente significativo ( $p < 0,01$ ) das doses no acúmulo de Ca, não se ajustou modelo representativo do fenômeno, e este fato é melhor visualizado por meio da Figura 23A, onde graficamente é exposta a dispersão dos resultados obtidos para cada tratamento (doses de N %) avaliado.

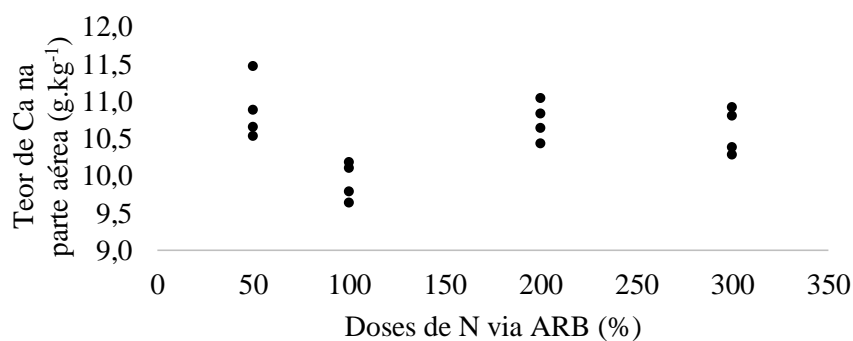
Na Tabela 34, são apresentados os resultados de regressão obtidos para o ajuste de modelo de influência das doses de N (%) via ARB, nos teores de nutrientes (N, P e K) nas folhas do alface, em que a ANOVA apresentou resultados estatisticamente significativos ( $Pr > Fc / < 0,05$ ).

Para os resultados de K, a Figura 23B, representando a dispersão das médias obtidas por parcela, e concomitantemente aos valores expostos na Tabela 32, é possível notar que o acúmulo deste nutriente foi crescente até a dose de ARB equivalente a 200% N, reduzindo a partir deste. Para este nutriente, ainda, a análise de regressão (Tabela 34) ajustou um modelo quadrático, e a partir deste o máximo acúmulo seria de 75,54 g.kg<sup>-1</sup> para dose de 206,03% da dose de ARB.

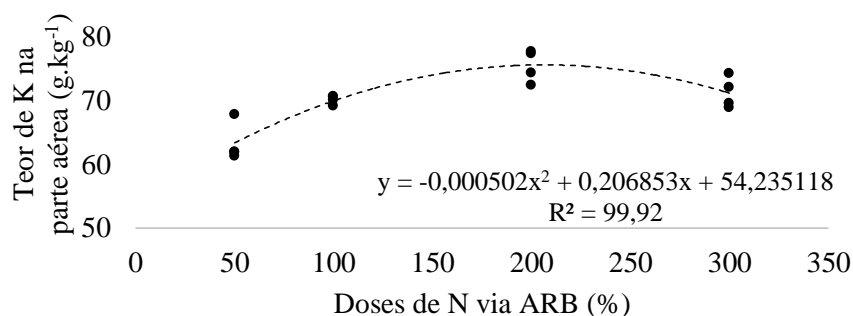
**Tabela 34** - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), nos teores de K, P e N na alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
K	54,235118	0,0000	0,206853	0,0000	-0,000502	0,0001	99,92
P	5,513356	0,0000	0,004231	0,0000			97,39
N	27,035249	0,0000	0,059074	0,0001	-0,000095	0,0040	98,91

Com relação a resposta de acúmulo de N nas folhas em função das doses de ARB (Figura 24B), variaram de 29,5 e 36,3 g.kg<sup>-1</sup> para as doses testadas, o melhor modelo ajustado foi quadrático, apesar de semelhante ao acumulado de K, para este o máximo acúmulo foi de 36,22 g.kg<sup>-1</sup> para máxima dose de 310,92% da ARB.



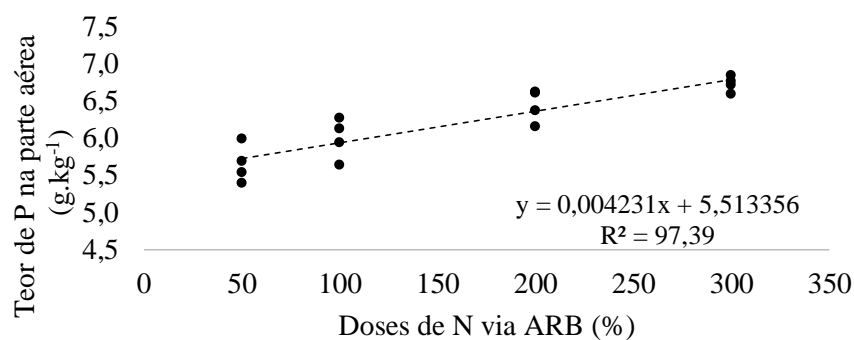
A



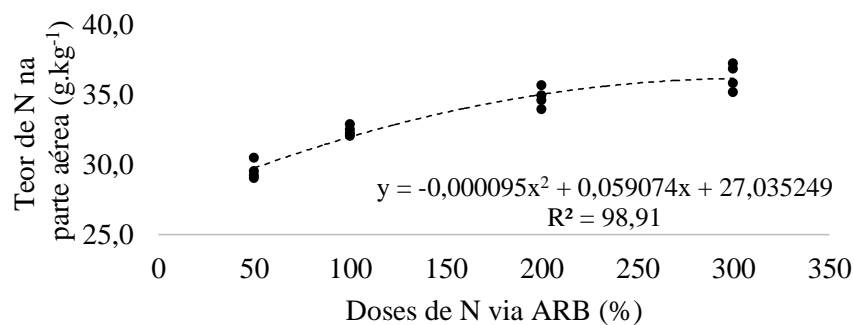
B

**Figura 21** - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea da Alface: (A) de Ca (g.kg<sup>-1</sup>); e (B) de K (g.kg<sup>-1</sup>), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Analisando-se o modelo de regressão para resposta de acúmulo de P (Figura 24A), em função das respectivas lâminas de ARB, para os tratamentos testados em função das doses de N (%), este foi linear e crescente, cujo valor mínimo ocorreu para menor dose (50% N) e máximo para maior dose (300% N). Para o acumulado de P nas folhas os resultados médios foram, para o mínimo e máximo, respectivamente 5,65 a 6,73 g.kg<sup>-1</sup>.



A



B

**Figura 22** - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea da alface: (A) de P ( $\text{g.kg}^{-1}$ ); e (B) de N ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

De acordo com Sandri et al. (2006), em que testaram a aplicação de AR de esgoto doméstico tratado em sistema composto por leitos cultivados, no teor de nutrientes nas folhas da cultivar Elisa, e que não encontraram diferença estatística entre as formas de aplicação da AR no acúmulo de nutrientes, encontraram a seguinte variação dos teores ( $\text{g.kg}^{-1}$ ): para o N de 31,6 a 35,7; para o K de 49,7 a 52,3; para o P de 4,1 a 4,8; para o Ca de 12,2 a 13,2; e para o Mg de 3,0 a 3,5. Ainda, de acordo com os autores, os limites ideais ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) propostos pelo Instituto Agrônomo de Campinas variam de 30 a 50 para o N, de 4 a 7 para o P, aproximadamente 15 para o Ca e de 4 a 6 para o Mg, sendo, portanto, para todos, exceto no caso do Ca e Mg que esteve abaixo do considerado adequado, os obtidos no presente estudo considerados normais para a cultura.

Baumgartner et al. (2005), de maneira semelhante à de Sandri et al. (2006), não encontraram diferença estatística no teor de nutrientes da cv. Manteiga de Boston, no entanto apresentaram as seguintes variações em ( $\text{g.kg}^{-1}$ ): para o N de 27,9 a 44,6; para o P de 2,1 a 4,9; para o K de 44,25 a 74,6; para o Ca de 4,6 a 5,8; e para o Mg de 2,3 a 3,5. No entanto para os primeiros autores, a aplicação de AR's (T2=efluente de viveiro de tilápia; T3=lagoa de estabilização de dejetos de suínos; T4=resíduo de biodigestor para dejetos de suínos), com altas concentrações de nutrientes, via irrigação localizada, podem causar algum efeito inibidor ao desenvolvimento da cultura.

No presente estudo, baseado nos limites apresentados por Sandri et al. (2006), sendo os mesmos adotados por Xavier et al. (2016), dos valores de nutrientes obtidos a partir da análise foliar para a alface: o N encontra-se próximo ao limite inferior, nas doses acima de 100% da ARB aplicada; para o P os teores encontram-se dentro da faixa adequada; para o K apenas na dose de 200% esteve acima do limite superior, enquanto que nas outras doses esteve dentro da faixa adequada; e para o Ca e o Mg, em todas as doses de ARB aplicada os

teores acumulados estiveram abaixo do considerado adequado, no entanto no caso do Mg esteve mais próximo do limite inferior de  $4 \text{ g.kg}^{-1}$ .

De acordo com Abreu et al. (2010), o P e o N foram os nutrientes mais limitantes a produção de matéria fresca, sendo que em todos os tratamentos testados, o P mostrou-se o mais limitante ao desenvolvimento das plantas. Ainda de acordo com estes autores, influenciado pela adição de material orgânico, no qual elevaram o pH do solo após as aplicações, esta variação pode reduzir a disponibilidade de Mg, Fe, Cu e Zn para absorção pela cultura.

De maneira semelhante, ao utilizarem alface americana, sob aplicação das mesmas AR (T2=efluente de viveiro de tilápia; T3=lagoa de estabilização de dejetos de suínos; T4=resíduo de biodigestor para dejetos de suínos), Baumgartner et al. (2007), encontraram resultados equivalentes sem diferença significativa entre os tratamentos e valores abaixo do ideal apenas para o magnésio, desta forma, apresentaram os seguintes resultados de teores de nutrientes: para o N de 39,67 a 42,0; para o P de 5,1 a 6,9; para o K de 84,33 a 86,5; para o Ca de 9,97 a 10,80; e para o Mg de 2,77 a 3,84. Nota-se que assim como no presente estudo, a aplicação de AR's proporcionou teores adequados de N, P e K, enquanto que os teores de Mg e Ca estiveram abaixo da faixa considerada adequada, e ainda nos dois trabalhos os teores de Ca, foram muito próximos, enquanto que para a variedade americana o menor teor de Mg foi inferior ao obtido pela fertirrigação com ARB e o maior valor foi superior ao proporcionado pela ARB.

De acordo com os resultados apresentados por Abreu et al. (2010) ao avaliarem a cv. Vera, do tipo crespa, sob adubação orgânica e convencional, da qual foi testado a aplicação de esterco bovino na dose de  $30 \text{ t.ha}^{-1}$ , com resultados considerados satisfatórios pelos autores, apresentaram como teores médios de nutrientes nas folhas em ( $\text{g.kg}^{-1}$ ): 31,52 de N; 2,10 de P; 70,6 de K; 14,0 de Ca; e 3,8 de Mg.

No trabalho de Alencar et al. (2012), o teor médio de N ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) nas folhas da cultivar Elba foi de 30,5. Enquanto que no trabalho desenvolvido por Juchen et al. (2013), o teor de  $N_{\text{total}}$  contido na parte aérea das plantas foi de  $22,8 \text{ g.kg}^{-1}$  no tratamento que recebeu a AR de frigorífico e de  $23,4 \text{ g.kg}^{-1}$  no que recebeu a de laticínio, comparados com a aplicação de dose equivalente em uréia ( $60 \text{ kg.ha}^{-1}$ ) que apresentou  $25,0 \text{ g.kg}^{-1}$ .

Os resultados apresentados por Cuba et al. (2015), ao avaliarem a utilização de esgoto doméstico tratado e o mesmo complementado por fertilizantes minerais, sem que estes apresentassem risco a produtividade do cultivo de alface, embora, tenham concluído que seja necessária a complementação da AR para utilização como solução nutritiva de sistema hidropônico. Respectivamente ao tratamento sem e com complementação mineral, os teores de nutrientes obtidos na parte aérea das plantas foram de: 23,13 e  $47,25 \text{ g.kg}^{-1}$  de N; 2,4 e  $5,66 \text{ g.kg}^{-1}$  de P; 14,58 e  $36,4 \text{ g.kg}^{-1}$  de K; 1,81 e  $2,63 \text{ g.kg}^{-1}$  de Ca; e 0,88 e  $1,18 \text{ g.kg}^{-1}$  de Mg. A partir destes resultados, vale observar que nas plantas sem a complementação de nutrientes na AR, os teores de todos os nutrientes foram inferiores aos considerados ideais, e que para o desenvolvimento adequado devem ser complementados para a utilização desta em cultivo hidropônico.

Xavier et al. (2016) ao testarem o preparo de diferentes soluções nutritivas, a base de AR de esgoto doméstico, para cultivo hidropônico de cultivares do tipo crespa, concluíram que a utilização desta é viável principalmente nas condições do semiárido brasileiro, onde são utilizadas em cultivos, águas de qualidade inferior. Desta forma, os resultados obtidos em dois experimentos sob as mesmas condições, com relação aos máximos teores de nutrientes foram, respectivamente, 48,47 e 50,44 para o N ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), 5,53 e 4,19 para o P ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), 54,91 e 72,5 para o K ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), 12,71 e 13,10 para o Ca ( $\text{g.kg}^{-1}$ ), e 5,39 e 7,01 para o Mg ( $\text{g.kg}^{-1}$ ). Assim como os demais resultados discutidos, no trabalho descrito pelos autores os teores de Ca encontram-se abaixo, embora com menor distância, do limite adequado para o

desenvolvimento desta cultura, embora nenhuma das plantas tenha apresentado sintomas de deficiência.

De acordo com Cuba et al. (2015), os autores associaram, assim como alguns dos demais citados anteriormente, que alguns teores foliares são influenciados pelo pH da solução onde foram cultivadas as plantas, uma vez que o pH elevado pode levar a precipitação de alguns nutrientes, inibindo a absorção dos mesmos. E, ao contrário do observado no presente estudo, os autores verificaram a deficiência de Ca pelo sintoma de necrose do meristema foliar

Lobo et al. (2016) avaliaram a cv. crespa Lucy Brown, sob irrigação com AR proveniente de uma ETE. Foram aplicados por 30 dias o volume de 250mL de AR por planta. Os teores médios de nutrientes, obtidos nas plantas foi para o N de 31,8 g.kg<sup>-1</sup>, para o P de 2,69 g.kg<sup>-1</sup>, para o K de 94,39 g.kg<sup>-1</sup>, para o Ca de 14,15 g.kg<sup>-1</sup>, e para o Mg de 4,92 g.kg<sup>-1</sup>. Os autores discutiram que o efeito negativo de absorção do Ca pelas plantas, pode ser resposta do elevado teor de P se comparado ao Ca, no entanto de acordo com os mesmos, não se observou efeito negativo na produtividade; em relação ao teor acumulado de Mg, observaram que as plantas que não receberam composto orgânico, o teor deste foi superior ao dos demais tratamentos e que o aumento na quantidade de composto orgânico provocou decréscimo no teor de Mg.

De maneira análoga ao discutido por outros autores, para Lobo et al. (2016), relacionaram os efeitos observados na disponibilidade e absorção de nutrientes à variação do pH, em que, onde foi utilizado uréia na adubação, inicialmente ocorrerá elevação do pH, para posteriormente a partir da nitrificação, por meio de bactérias nitrossomonas e nitrobacter, devida a liberação de H<sup>+</sup>, ocorrerá o decréscimo do mesmo.

## 5.5 Produtividade

A produtividade (t.ha<sup>-1</sup>) de alface cultivado em sistema de manejo orgânico, fertirrigado com ARB tratada na UPT do SIPA, estimada a partir dos resultados de MV (g.planta<sup>-1</sup>), segue apresentada na Tabela 35. Para esta, na Tabela 36 e Tabela 37, são respectivamente apresentados os resultados da ANOVA e modelo de regressão ajustados para o efeito das doses N (%) testadas.

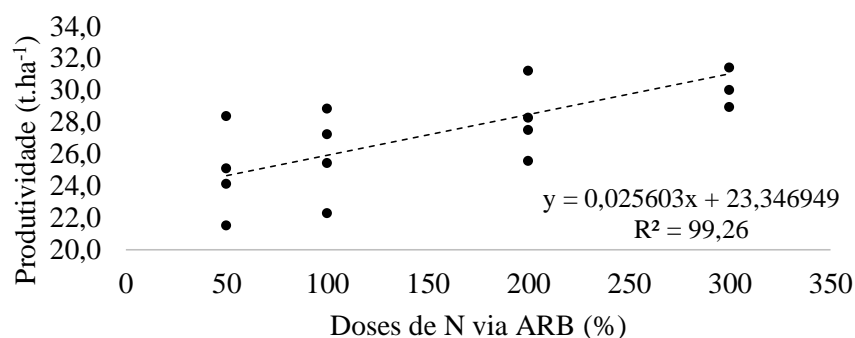
**Tabela 35** - Valores médios de produtividade estimados (t.ha<sup>-1</sup>) para o cultivo de alface, por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Doses de N (%)	Produtividade (t.ha <sup>-1</sup> )
50	24,75
100	25,93
200	28,12
300	31,23

Observa-se, portanto, por meio dos resultados apresentados, que a maior diferença ocorreu entre os tratamentos de 200 e 300% do N aplicado via ARB, sendo esta aproximadamente 3 t.ha<sup>-1</sup>, enquanto que de 50 para 100% a variação proporcionada foi de aproximadamente 1 t.ha<sup>-1</sup> e de 100 para 200% a mesma foi 2 t.ha<sup>-1</sup>.

O modelo ajustado para resposta da produtividade em função das doses de N (%) aplicadas, pode ser visualizada ainda na Figura 25, por meio da dispersão dos valores médios observados.





**Figura 23** - Variabilidade da produtividade estimada ( $t.ha^{-1}$ ) para o cultivo de alface, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), via ARB tratada na UPT do SIPA.

**Tabela 36** - Resultados da ANOVA (Fc,  $Pr > Fc$  e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada para o cultivo de alface, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetro	ANOVA		
	Fc	Pr > Fc	CV (%)
Produtividade	4,710	0,0214	9,54

A ANOVA (Tabela 36) mostrou efeito significativo ( $Pr > Fc / 0,0214$ ), das doses de N (%) fornecidas via ARB tratada na UPT do SIPA, na produtividade estimada, e conforme apresentado na Tabela 37, o modelo ajustado ( $R^2=99,26\%$ ) foi linear crescente.

**Tabela 37** - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada no cultivo de alface, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetro	REGRESSÃO				
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
Produtividade	23,346949	0,0000	0,025603	0,0028	99,26

No trabalho desenvolvido por Salgado et al. (2006), em que foram avaliados por dois anos sucessivos, diferentes consórcios entre alface crespa, cenoura e rabanete, e ainda avaliado o cultivo solteiro da cv. Verônica crespa, a mesma apresentou no primeiro e segundo ano, produtividade estimada ( $t.ha^{-1}$ ) para o cultivo solteiro, respectivamente 54,9 e 54,8, muito superiores a do presente estudo; no entanto, a produtividade obtida em consórcio com a cenoura foi de 26,7 e 33,8 ( $t.ha^{-1}$ ), respectivamente aos anos de cultivo. No segundo ano, ao avaliarem o consorcio alface com rabanete a cv. Verônica alcançou 53,1  $t.ha^{-1}$ .

A partir dos dados apresentados por Abreu et al. (2010), em que avaliaram a produção da cv. Vera crespa, sob adubação orgânica com diferentes esterco, considerando-se a lotação de plantas apresentadas por parcela experimental, estima-se que para a utilização de esterco de bovino (30  $t.ha^{-1}$ ) foi obtido uma produtividade de 7,3  $t.ha^{-1}$ , enquanto que para utilização de composto a mesma foi de 28,03  $t.ha^{-1}$ .

Alencar et al. (2012), estudando o efeito da aplicação de urina de vaca, na concentração de 1,0%, apresentaram produtividade média de 17,65  $t.ha^{-1}$  e o máximo alcançado foi de 19,57  $t.ha^{-1}$  para o tratamento utilizando adubação convencional. Destes resultados apresentados pelos autores, observa-se que mesmo ao utilizar a adubação

convencional, nas condições testadas a produtividade estimada foi inferior a do presente estudo, contudo os autores destacaram que a quantidade de nutrientes fornecida via urina de vaca é baixa se comparada ao fornecimento via adubação convencional.

Em experimento no qual foi avaliada a produtividade da cv. crespa Cacheada, Peixoto Filho et al. (2013) aplicaram esterco bovino, em dose equivalente ao utilizado na região de Crato/CE, 60 t.ha<sup>-1</sup>. A partir deste, avaliaram por cinco ciclos sucessivos e obtiveram produtividade (t.ha<sup>-1</sup>) que foi de: 19,53; 27,95; 19,15; 10,66; e 9,08. Conforme discutido anteriormente em relação a MV (g.planta<sup>-1</sup>), no qual é utilizada para estimar a produtividade, no segundo ciclo os autores obtiveram valores próximos aos obtidos no presente estudo, no entanto a partir do terceiro a produtividade voltou a cair. Entretanto, deve ser ressaltado, que no referido trabalho, a aplicação dos estercos foi realizada uma única vez, antes do primeiro ciclo, para avaliar a longevidade da disponibilidade de nutrientes proporcionadas pelas distintas fontes.

Juchen et al. (2013) ao testarem a produção de alface fertirrigada via gotejamento, com AR agroindustriais, obtiveram produtividade da cv. Taina tipo americana, para AR de processamento de leite 59,6 t.ha<sup>-1</sup> e sob AR de processamento de carne 70,38 t.ha<sup>-1</sup>. Para as duas AR testadas a produtividade estimada foi superior ao dobro da observada na dose de 100% de N testada no presente estudo, no entanto a cultivar testada pelos autores foi a americana.

Silva et al. (2015), avaliando o desempenho da cv. Vera, tipo crespa, em diversas condições de sombreamento, sob cultivo orgânico no Acre, no período chuvoso a máxima produtividade obtida foi de 9,22 t.ha<sup>-1</sup>, enquanto que na estiagem a mesma foi de 10,49 t.ha<sup>-1</sup>. Vale ressaltar que nas duas situações os valores encontrados são referentes ao cultivo em casa de vegetação, entretanto para o primeiro foi em plantio direto e o segundo sob cultivo mínimo. Nota-se que apesar do tipo de alface testada ser igual ao do presente estudo, as produtividades estimadas foram menores do que as observadas neste ensaio.

Milhomens et al. (2015) que avaliaram as características agrônômicas da alface sob distintas doses de nitrogênio (0 a 150 kg.ha<sup>-1</sup>), utilizando uréia (45% de N), em duas cultivares tipo crespa, Verônica e Elba, que apresentaram respostas diferentes as doses. Para ‘Elba’, o máximo foi obtido para dose de 75 kg.ha<sup>-1</sup> de uréia, com produtividade estimada em 48 t.ha<sup>-1</sup>; já para ‘Verônica’ a resposta foi crescente com máximo obtido para maior dose de uréia e produtividade estimada de 45 t.ha<sup>-1</sup>. A partir destes resultados fica evidenciado a diferença de resposta as adubações que é proporcionada pela variação das cultivares, mas independente da cultivar testada os valores de produtividade apresentados pelos autores são quase o dobro do obtido no presente estudo; tal fato pode estar associado a forma do adubo nitrogenado utilizado, a uréia, em que este nutriente está mais disponível ao cultivo, se comparado ao aplicado via ARB, que ainda depende do processo de mineralização para disponibilização dos nutrientes.

Nos resultados apresentados por Freire et al. (2016), referentes a avaliação conduzida acerca da aplicação de doses de urina de vaca, em alfices do tipo crespa, em que se ajustou um modelo quadrático de resposta das doses de urina, o máximo valor de produtividade foi proporcionado pela dose intermediária, para ‘Elba’ 2,2% com 12,2 t.ha<sup>-1</sup> e para ‘Rosabela’ em 2,4% com 9,4 t.ha<sup>-1</sup>. Estes resultados são inferiores aos do presente estudo, bem como o são se comparado aos apresentados por Alencar et al. (2012) que também avaliaram a aplicação da urina de vaca, no entanto, os primeiros autores não utilizaram adubação e nem correção do solo antes do plantio.

Souza et al. (2017) avaliando doses crescentes de nitrogênio via fertirrigação, variando de 9 a 171 kg.ha<sup>-1</sup>, obtiveram resposta linear crescente, e para maior dose utilizada pode-se estimar que a produtividade foi aproximadamente 46,64 t.ha<sup>-1</sup>. No entanto, observa-se a máxima dose aplicada foi quase o dobro da utilizada no presente estudo, e que a pesquisa

conduzida pelos autores foi realizada em ambiente protegido, além de ter sido utilizado no preparo do solo, a incorporação de cama de frango e 40 kg.ha<sup>-1</sup> de ureia (45% de N).

## 5.6 Contaminação Microbiológica

Os padrões e critérios para análise do aspecto sanitário da alfaca, seguiram a legislação vigente de regulamentação técnica sobre padrões microbiológicos para alimentos, RDC nº 12 de 2001 (BRASIL, 2001), e seguem apresentados na Tabela 38.

**Tabela 38** - Parâmetros da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) – RDC nº 12 de 2001, que regulamenta os padrões microbiológicos para alimentos.

Análises	Padrões da legislação
Coliformes termotolerantes	< 3 (log) NMP .g <sup>-1</sup>
Salmonella sp.	Ausência em 25 g da amostra

Na Tabela 39, são apresentados os resultados médios obtidos da avaliação da condição sanitária da alfaca, submetido as distintas doses de ARB, tratada na UPT do SIPA, determinadas em função da percentagem de nitrogênio a ser fornecida via fertirrigação.

**Tabela 39** - Valores médios dos parâmetros sanitários da alfaca, C.Termo e Salmonella sp., por efeito das distintas doses de N (50, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Doses de N (%)	Médias	
	C.Termo [(log) NMP.g <sup>-1</sup> ]	Salmonella sp. [NMP.25g <sup>-1</sup> ]
50	2.11	ausente
100	3.32	ausente
200	4.04	ausente
300	4,04	ausente

A partir dos resultados apresentados na Tabela 39, observa-se que em todos os tratamentos avaliados foram obtidas plantas isentas de contaminação por Salmonella sp., no entanto, as mesmas apresentaram níveis de contagem de C.Termo acima do aceitável, de acordo com os limites estabelecidos pela legislação, exceto para as amostras provenientes das parcelas referentes a menor dose (50% N) de ARB aplicada.

Nota-se ainda que o efeito das lâminas de ARB foi crescente no nível de infestação por C.Termo de maneira que, com o aumento das lâminas ocorreu aumento dos níveis de contaminação, ou seja, para cada acréscimo de ARB obteve-se um acréscimo de C.Termo equivalente a uma unidade log em termos de NMP.g<sup>-1</sup>, até a dose de 200% de N, e a partir desta, na maior dose este efeito estabilizou apresentando o mesmo resultado de contagem.

De acordo com Fonseca et al. (2000), ao se adotar o reúso de AR de efluente doméstico tratado como fonte para irrigação de pastagens, se faz necessário a suspensão da aplicação do efluente no mínimo 15 dias antes da colheita das partes comestíveis da forrageira de maneira a garantir a sanidade quanto a contaminação por coliformes; sugerindo ainda que o tempo de sobrevivência destes, pode variar entre 15 e 30 dias sob determinadas condições ambientais.

Com o mesmo sentido, de acordo com o estudo de ampliação do potencial de irrigação na Argentina, boletim FAO-8 (2014), sobre potencial de uso de águas residuárias como fonte de água, citam que para redução do risco de contaminações microbiológicas,

devem-se adotar barreiras como a interrupção da irrigação em até uma semana no caso de regiões áridas, e obedecer um período de carência de 10 dias antes da colheita.

De acordo com Lima et al. (2005), avaliando a qualidade sanitária de alface irrigado manualmente com esgoto doméstico tratado, em que dentre os tratamentos, alguns apresentaram contaminação das folhas acima do limite aceitável pela legislação vigente, atribuíram a alta carga de microrganismos do solo; e ressaltaram que esta contaminação foi apenas no tratamento ao qual utilizou-se efluente apenas decantado.

De acordo com Fasciolo et al. 2005, ao avaliarem o efeito de contaminação bacteriológica de alhos, sob aplicação por sulcos de  $950 \text{ mm.ano}^{-1}$  de efluente doméstico tratado, até 6 dias antes da colheita, com presença de *Salmonella* e 5.log de C.Termo, constataram que o produto obtido esteve apto ao consumo 26 dias após a última aplicação de efluente.

Semelhante ao ocorrido no presente trabalho, Baumgartner et al. (2005) ao avaliarem as plantas de alface irrigadas com AR provenientes de atividades agroindustriais, associaram a contaminação por coliformes totais, de algumas amostras ao contato entre o solo e as folhas no momento da colheita, no entanto, de acordo com os autores não se verificou diferença entre os níveis de contaminação nos tratamentos com e sem aplicação de AR, e que quanto a avaliação para contagem de E.coli nenhum dos tratamentos elevou este índice.

Da mesma maneira, no trabalho conduzido por Baumgartner et al. (2007), ao avaliarem as mesmas AR de atividades agroindustriais, no cultivo da variedade de alface americana, ressaltaram que mesmo a AR não entrando em contato com a parte comestível, há possibilidade de contaminação por coliformes totais e, no entanto, dos tratamentos avaliados, não foi detectada contaminação por E.coli.

Santana et al. (2006), ao avaliarem a qualidade microbiológica e parasitológica de alfaces, provenientes de distintos sistemas de manejo, comercializadas em 2003 e 2004 em supermercados de Salvador/BA, com relação ao padrão higiênico sanitário constataram que todas as plantas avaliadas apresentavam contaminação por coliformes fecais e formas parasitárias de origem humana e animal.

Para Abreu et al. (2010), ao avaliarem a qualidade microbiológica de alfaces sob adubação convencional e orgânica, por meio da quantificação de E.coli e *Salmonella* sp, apesar de características típicas de presença de *Salmonella* nas amostras sob esterco bovino e de galinha, não foi observada contaminação proveniente de qualquer tratamento. No entanto, constataram que neste experimento, 100% das amostras de água utilizada na irrigação estavam contaminadas por C.Termo, e visto que o sistema de irrigação utilizado foi por aspersão convencional, atribuíram a este o veículo de contaminação em todos os tratamentos avaliados, condenando parte do produto colhido no referido trabalho.

Varalho et al. (2011), ao compararem a qualidade de alface produzido com água de reúso proveniente de um sistema fossa-filtro, utilizado para tratar efluentes de banheiros e cozinha, e os disponíveis no mercado local, encontraram nas amostras obtidas no experimento, contaminação por coliformes totais, no entanto em nenhuma das amostras observaram contaminação por C.Termo/E.coli. Concluindo que nas condições avaliadas as plantas estavam dentro dos padrões para consumo humano.

No trabalho de Pereira et al. (2012), em que testaram a adubação de alface com efluente de fossa séptica biodigestora, encontraram em apenas uma amostra contaminação, apesar, segundo os autores, de estar dentro do limite de confiança imposto pelo teste utilizado para avaliação dos níveis de coliformes fecais. Concluíram por tanto que 100% das amostras colhidas estariam aptas para o consumo humano.

Juchen et al. (2013), ao testarem o efeito da irrigação por gotejamento, utilizando AR de frigorífico e de laticínio, tratadas por lagoas facultativas de agroindústrias em operação, observaram contaminação microbiológica da parte aérea das plantas, no entanto os níveis de

microrganismos das AR utilizadas eram baixos ( $\leq 10^2$  para *C. Termo* e ausência de *Salmonella* sp.).

Cuba et al. (2015) não observaram contaminação microbiológica, acima do limite estabelecido pela legislação, no cultivo hidropônico de alface. Apesar da presença de *E. coli* no efluente, e dos níveis de coliformes totais nas plantas, os autores associaram o resultado, dentro do permitido pela RDC 12/2001 (ANVISA), ao fato do cuidado durante a colheita em não permitir o contato entre a parte comestível com as raízes, característico do sistema de produção adotado.

Com base nas avaliações realizadas, e principalmente na forma como foi conduzida a colheita, em que foram ensacadas as plantas juntamente com as raízes, sugere-se que neste momento possa ter ocorrido contaminação, em função do contato entre parte aérea e a terra agarrada ao sistema radicular. Vale outro destaque importante, que devido ao ciclo adotado para o cultivo de alface ser curto (colheita aos 45 DAT), não foi possível cessar a aplicação da ARB dias antes da colheita, e portanto, não ter se imposto um período de carência entre a última aplicação do efluente e a colheita.

## 6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos nas condições do presente estudo, acerca da avaliação do impacto da disposição final da ARB tratada pela UPT do SIPA, em área sob o cultivo orgânico de alface, pode-se concluir que:

- a aplicação das doses crescentes de ARB, proporcionou incremento ao crescimento das plantas, em termos de acúmulo de massa verde e produtividade estimada;
- a aplicação de 100% da dose de N recomendada, proporcionou adequado número de folhas e diâmetro de cabeça da alface;
- o fornecimento de ARB equivalente à 100% da dose de N recomendada, proporcionou acúmulo de nutrientes adequado desenvolvimento das plantas, exceto para o Ca e Mg; e
- a avaliação da contaminação microbiológica da parte aérea das plantas coletada e armazenadas junto com as raízes, sem período de carência após a última aplicação, confirmou ausência de *Salmonella sp.*, no entanto com contagem de coliformes termotolerantes acima do limite estabelecido pela legislação, exceto para dose de ARB (50% de N recomendada).

## **CAPÍTULO III**

### **DISPOSIÇÃO FINAL DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE LEITE (ARB) TRATADA, EM SISTEMA ORGÂNICO DE PRODUÇÃO: CULTIVO DE CENOURA**

## 1 RESUMO

A avaliação do impacto da disposição final da água residuária de bovinocultura de leite (ARB), sobre um sistema orgânico de produção olerícolas é fundamental para garantir a disposição ambientalmente correta do efluente, preservando a qualidade do meio físico e produtividade dos cultivos. Nesse trabalho, a ARB foi tratada em uma unidade piloto de tratamento (UPT), composta por esterqueira, taque séptico, filtros biológicos anaeróbios e alagado construído. Instalou-se em 06/2016, um cultivo de cenoura, cultivar Brasília, em dois canteiros de 32 m de comprimento e 1,0 m de largura. A ARB foi aplicada nos canteiros em função da dose de referência de 150 kg.ha<sup>-1</sup> de N, e foram avaliadas as doses de 0, 100, 200 e 300% de N, aplicadas por meio de um sistema de fertirrigação composto por gotejadores de 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup>, distribuídos em 2 mangueiras de 16 mm sob cada canteiro, com as respectivas lâminas de ARB tratada (0, 294, 589 e 883 mm), aplicadas ao longo do ciclo de cultivo. Visando a igualdade de aplicação de água em todos os tratamentos, gotejadores idênticos foram utilizados para o fornecimento de água de abastecimento (AA), implantados de maneira que, as lâminas de AA fossem inversamente proporcionais às de ARB. Neste sentido, em cada canteiro foram instalados dois sistemas paralelos e independentes, e cada par de mangueiras interligada no final, promovendo a uniformidade de pressão e vazão, e alimentados pelo mesmo conjunto de bombeamento. O ensaio foi conduzido em arranjo totalmente casualizado, com 4 tratamentos (doses de N via ARB) e 4 repetições (parcelas de 4 m<sup>2</sup>, com 80 plantas.m<sup>-2</sup>). Por semeadura direta realizada em 21/06/2016, em quatro linhas de plantas sob cada canteiro, e após os desbastes conduzidos aos 15 e 30 dias após o semeio (DAS), proporcionou-se o espaçamento de 0,25x0,04 m entre as plantas. O ensaio foi conduzido por um período de 120 DAS, e após a colheita realizada em 19/10/2016, as plantas foram avaliadas na parte aérea (PA) quanto às massas verde e seca e teor de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn e B); as raízes principais (R) quanto à massa verde e seca, nutrientes, diâmetro e comprimento; e foram estimadas as produtividades para PA e R. Realizou-se a avaliação da qualidade sanitária, por meio da quantificação de coliformes termotolerantes e salmonella sp. A variabilidade dos dados foi avaliada por meio da análise de variância (p<0,05) e quando significativas, foram testados ajustes aos modelos de resposta em função das doses de ARB aplicadas. Na PA das plantas o acúmulo de N foi crescente com aumento das doses de ARB, enquanto para o P e Zn ajustou-se modelo polinomial quadrático, assim como para as massas seca, fresca e produtividade; nas raízes o acúmulo de N, Ca e Mg, foram crescentes e em relação à massa verde e diâmetro, ajustou-se modelo polinomial quadrático em resposta às doses aplicadas. Concluiu-se que a disposição final da ARB tratada ao cultivo orgânico da cenoura, é uma alternativa viável de complementação ao tratamento e adubação das plantas, proporcionando produtividade de raízes superior à média nacional, alcançando 72,6 t.ha<sup>-1</sup> para dose de 100% de N, sem comprometer da qualidade sanitária, estando aptas ao consumo humano e animal.

**Palavras-chave:** Tratamento Alternativo. Fertirrigação Orgânica. Disposição Final de Efluente.



## 2 ABSTRACT

The evaluation of impact of dairy cattle wastewater (DCWW) final disposal, about an organic vegetable crop system production is fundamental to ensure the correct environmentally disposal of the effluent, preserving the quality of the physical environment and productivity of cultivation. In this study, treated DCWW by a pilot treatment unit (PTU), composed of dung pit, septic tank, anaerobic biological filters and flooded built. It was installed in 06/2016 a cultivation of carrot, Brasília cultivar, in two beds of 32m length and 1.0m width. The DCWW was applied in the beds in function of the reference dose of  $150\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ , and were evaluated the doses of 0, 100, 200 and 300% N, applied by means of a fertigation system composed of drippers of 4, 8 e  $12\text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ , distributed in 2 hoses of 16mm under each bed, with the respective treated DCWW depths (0, 294, 589 e 883mm), applied throughout the cycle of cultivation. Aiming an equal application of water in all treatments, the same drippers were used to provide of water supply (WS), implanted in a way that the WS blades were inversely proportional to those of DCWW. In this sense, on each bed were installed two parallel and independent application systems and each pair of hoses interconnected at the end, with the intent of promoting uniformity of pressure and flow rate, being fed by the same pumping set. The assay was conducted in a completely randomized arrangement, with 4 treatments (doses of N way ARB) and 4 replicates (plots of  $4\text{ m}^2$ , with 80 plants). By direct sowing realized on 06/21/2016, in four plant lines under each bed, and after the paring conducted to 15 and 30 days after sowing (DAS), provided the spacing of  $0.25\times 0.04\text{m}$  between plants. The assay was conducted over a period of 120 DAS, and after the harvest held on 10/19/2016, the plants were evaluated in the aerial part (AP) as to the fresh mass, dry mass and nutrient content (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn e B); the main roots (R) as the fresh mass, dry mass, nutrient contents, diameter and length; and were estimated the productivity for AP and R. Still was realized the evaluation of sanitary quality, by means of quantification of thermotolerant coliforms and salmonella sp. The variability of the data was evaluated by means of analysis of variance ( $p<0,05$ ) and when significant, were tested adjustments to the response models in function on the doses of ARB applied. In the plants AP, N accumulation increased with increasing DCWW doses, while for the P and Zn the quadratic polynomial model was adjusted, as well as for the dry and fresh masses and productivity; in the roots the accumulation of N, Ca and Mg were increasing, and for fresh mass and diameter squared polynomial model was adjusted in response to the applied doses. It was concluded that the last disposal of treated DCWW to organic carrot cultivation is a viable alternative to effluent treatment and fertilization of the plants, providing higher national root productivity average, reaching  $72.6\text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  for 100% N of DCWW, without sanitary quality compromising, being suitable for human and animal consumption.

**Keywords:** Alternative Treatment. Organic Fertirrigation. Effluent Final Disposal.

### 3 INTRODUÇÃO

A cenoura (*Daucus carota L.*), hortaliça cosmopolita, com variedades desenvolvidas para tolerar condições ambientais diversas e, portanto, suscetíveis ao cultivo ao longo do ano no Brasil, integra o cardápio da população sendo apreciadas por suas raízes tuberosas de coloração alaranjada, ricas em vitaminas e substâncias antioxidantes. Sua parte aérea, apesar de não ser tão explorada, proporciona uma fonte proteica, que pode ainda complementar a alimentação de animais.

Para o seu desenvolvimento adequado, demanda elevadas quantidades de nutrientes, particularmente o potássio e nitrogênio, e para alcançar grandes produtividades deve ser beneficiada por lâminas de irrigação ao longo de todo o seu ciclo de cultivo, o que se torna um desafio para produtores, num momento em que a busca por fontes alternativas deve ser preconizada para reduzir a concorrência com usos mais nobres da água, como a dessedentação e o uso industrial.

Em paralelo à problemática da demanda por água e nutrientes para atividade agrícola, amplifica-se a busca por técnicas para tratamento de efluentes, dentre eles os agroindustriais, que podem ser ricos em nutrientes e material orgânico, mas muitas vezes com concentrações elevadas de organismos patogênicos.

A disposição controlada destes resíduos nos solos cultivados, deve ser realizada sob a ótica técnica, minimizando os impactos ambientais. Se precedida por etapas simplificadas de tratamento, que viabilizem a estabilização de sua qualidade, que sejam de baixo custo de implantação e operação, que tenham potencial para a produção de biofertilizante e agreguem valor ao produto final, torna-se uma solução com aderência a distintos sistemas de produção.

Neste sentido, a investigação da utilização de águas residuárias (AR) tratadas, agrega o desafio à adoção por fontes alternativas para a fertilização das lavouras, ou para complementar o suprimento necessário de água e alguns nutrientes, e que podem comprometer, no caso da cenoura, o aspecto sanitário em virtude da parte de maior interesse comercial/alimentar se desenvolver em contato direto com o solo. Contudo o ganho envolve o aspecto econômico por reduzir custos com fertilizantes e sistemas de tratamento, e ambiental evitando que o efluente seja descartado provocando a deterioração de corpos hídricos.

O objetivo principal deste estudo, foi avaliar os efeitos da disposição final da ARB tratada pela UPT implantada no SIPA, via fertirrigação em solo cultivado com cenoura, sob manejo orgânico de produção.

Os objetivos específicos do estudo são:

- Avaliar as características de crescimento das plantas, por meio da massa verde e massa seca de raízes e parte aérea, diâmetro e comprimento de raízes;
- avaliar as características fisiológicas das plantas, por meio da concentração de nutrientes nas folhas e nas raízes de cenoura;
- avaliar a produtividade de cenoura sob disposição final de ARB tratada via fertirrigação em sistema orgânico de produção; e
- avaliar os aspectos sanitários da disposição final da ARB tratada no cultivo orgânico de cenoura, por meio de indicadores de contaminação microbiológica de alimentos.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização do Experimento

Neste trabalho, utilizou-se a ARB tratada pela UPT do SIPA, para disposição final via fertirrigação, em solo cultivado com cenoura (*Daucus carota L.*), cultivar ‘Brasília’, no período compreendido entre junho e outubro de 2016.

O ensaio foi realizado na área do SIPA, conforme a caracterização do local apresentada no Capítulo I.

O experimento foi realizado nos mesmos canteiros em que foi cultivado o alface apresentado no Capítulo II, sob as mesmas condições de adubação e correção, ou seja, sem nenhuma adubação ou correção de acidez, e cujo solo foi classificado como Planossolo de textura arenosa (OLIVEIRA et al., 2009).

A implantação do cultivo, em dois canteiros, foi realizada em 21/06/2016, por meio de sementes, distribuídas em quatro linhas de plantio espaçadas em 0,25 m, e após os desbastes o espaçamento foi de aproximadamente 0,04 m entre plantas, o que proporcionou 80 plantas.m<sup>-2</sup>.

Ao longo do ciclo de cultivo da cenoura, foram realizadas duas capinas para evitar a competição com as ervas espontâneas, em que estas foram conduzidas de forma manual aos 15 e 30 dias após o semeio (DAS).

### 4.2 Sistema de Irrigação e Fertirrigação

A irrigação e fertirrigação das culturas foram realizadas por um sistema de irrigação localizada, utilizando gotejadores. Sendo o mesmo constituído por: conjunto moto-bomba DANCOR CAM-W4C; filtro de disco de 150 mesh; manômetro; válvula de gaveta; tubulações de PVC AMANCO (linha de sucção e recalque de 1”, principal e de derivação de 32mm); quatro mangueiras por canteiro, de polietileno de 16mm de diâmetro AMANCO, interligadas no início e final dos canteiros; gotejadores NAANDAN JAIN com vazões de 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup> e pressão de serviço de 10 m.c.a, que foram integrados no espaçamento de 0,25 m, formando uma faixa molhada; e demais conexões.

Foi utilizado, acima das mangueiras de irrigação/fertirrigação, com objetivo de melhorar a homogeneização da água de irrigação e ARB aplicadas, bem como de se evitar o contato da ARB com as plantas de cenoura, uma camada de sombrite agrícola. Na Figura 26, apresenta-se o canteiro com as sementes de cenoura recém germinadas, com o sombrite sob as linhas de gotejamento.



**Figura 24** - Canteiros utilizados para o cultivo da cenoura, com as linhas de irrigação e de fertirrigação cobertas por sombrite.

A fertirrigação e a irrigação com água de abastecimento foram realizadas por meio do mesmo sistema de bombeamento, para tanto, o sistema apresentava duas tubulações de sucção independentes, em que uma era ligada em reservatório de água proveniente da rede de abastecimento, e outra ao reservatório de acúmulo da ARB tratada pela UPT do SIPA, e aplicadas por meio de gotejadores com as mesmas vazões, sendo estes os de 4, 8 e 12 L.h<sup>-1</sup>.

De maneira a proporcionar o mesmo teor de unidade em todas as parcelas, a instalação dos gotejadores foi realizada por meio da associação dos mesmos gotejadores de forma que:

- no tratamento com aplicação de  $12 \text{ L.h}^{-1}$  de ARB, não recebia água de abastecimento;
- no tratamento com aplicação de  $8 \text{ L.h}^{-1}$  de ARB, utilizou-se para irrigação com água de abastecimento gotejadores com vazão de  $4 \text{ L.h}^{-1}$ ;
- no tratamento com aplicação de  $4 \text{ L.h}^{-1}$  de ARB, utilizou-se para irrigação água de abastecimento gotejadores com vazão de  $8 \text{ L.h}^{-1}$ ; e
- no tratamento sem aplicação da ARB, foram utilizados para irrigação com água de abastecimento gotejadores de  $12 \text{ L.h}^{-1}$ .

Desta forma, com objetivo de se aplicar a mesma quantidade de água em todos os tratamentos, diariamente seguia-se a rotina:

- aplicação da lâmina de irrigação, estimada para o dia anterior, com todas as mangueiras em funcionamento;
- aplicação da dose diária de ARB, por meio apenas das mangueiras de fertirrigação; e
- aplicação da complementação com água de abastecimento, no mesmo tempo de funcionamento da fertirrigação, por meio apenas das mangueiras de irrigação.

#### **4.2.1 Manejo da irrigação**

No manejo da irrigação foi adotado um turno de rega (TR) fixo e equivalente a meio dia. Portanto, eram realizados pulsos com 2 minutos de duração por vez, podendo ser vários pulsos por dia, evitando-se que houvesse perda por escoamento superficial nas laterais dos canteiros.

Por meio dos dados climáticos, obtidos a partir da estação agrometeorológica Ecologia Agrícola do INMET, era calculada diariamente o estimado para evapotranspiração, pelo método de Penman-Monteith (FAO-56) determinando a evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ) e associados aos valores dos coeficientes de cultivo ( $K_c$ ) disponíveis neste boletim, aplicados sempre no dia seguinte.

#### **4.2.2 Fertirrigação/tratamentos**

Para a fertirrigação, assim como no ensaio conduzido com o cultivo de alface, o nitrogênio foi tomado como nutriente de referência. As lâminas necessárias à aplicação das diferentes doses de nitrogênio (N) recomendada às culturas, fornecida por meio da fertirrigação com o efluente gerado pela unidade piloto (UPT), foram calculadas adaptando-se o método descrito por Matos (2006).

Para aplicação dos tratamentos, foram utilizados gotejadores com vazões diferentes na mesma mangueira, intercalados entre as parcelas, proporcionando a variação das lâminas de ARB estimadas.

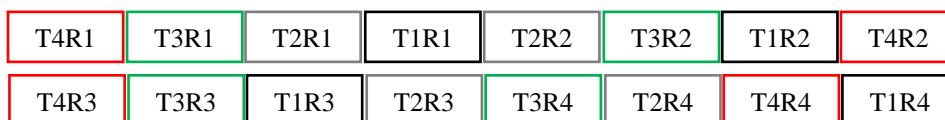
As lâminas de ARB, calculadas em função das doses de N (%), em que a referência utilizada (100% N) foi de  $150 \text{ kg.ha}^{-1}$ . Neste sentido, os tratamentos aplicados foram:

- T1 = 0% do N, sem aplicação de ARB;
- T2 = 100% do N, por meio dos gotejadores de  $4 \text{ L.h}^{-1}$ ;
- T3 = 200% do N, por meio dos gotejadores de  $8 \text{ L.h}^{-1}$ ; e
- T4 300% do N, por meio dos gotejadores de  $12 \text{ L.h}^{-1}$ .

A aplicação dos tratamentos (doses de ARB), teve início em 05/08/2016 (45 DAS), a partir do qual, o total calculado para o ciclo de cultivo de 120 dias, foram parcelados em 60 aplicações, sendo a última aplicação realizada 15 dias antes da colheita.

### 4.3 Delineamento Experimental

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizados, com quatro repetições por tratamento, conforme o croqui apresentado na Figura 27. Para cada tratamento avaliado, foram implantadas quatro parcelas experimentais com 4 m<sup>2</sup>, em que por meio do espaçamento adotado (0,25x0,04 m), totalizaram 1280 plantas úteis para cada tratamento, destas foram utilizadas nas avaliações as plantas das duas linhas centrais em cada parcela.



**Figura 25** - Croqui do delineamento experimental adotado ao cultivo da cenoura; em que, T=tratamento e R=repetição.

### 4.4 Variáveis Avaliadas

Nas plantas de cenoura foram avaliadas características da parte aérea (PA) e raízes (R). Em cada parcela experimental, em 30/08/2016 (70 DAS), foram colhidas 3 plantas, das quais foram avaliados a massa verde (MV) e massa seca (MS) de raízes e parte aérea, o comprimento (LR) das raízes e diâmetro (DR) das raízes; a partir dos dados de massa verde, foram estimadas as produtividades de raízes e parte aérea.

As medidas de comprimento e diâmetro de raízes foram realizadas por meio de um paquímetro digital; e a pesagem do material para determinação da massa verde e massa seca realizada em balança analítica de precisão de 0,01 g. Estas avaliações foram conduzidas na sala de processamento de produtos agrícolas do SIPA.

Amostras de massa seca de PA e de R, foram encaminhadas para determinação dos teores de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn e B), cujas análises foram realizadas no laboratório de análise de tecido vegetal, do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, seguindo-se a metodologia de EMBRAPA (1999).

De maneira semelhante, em 19/10/2016 (120 DAS), para realização das mesmas análises MVPA e MVR, MSPA e MSR, LR, DR e produtividades, foram colhidas 20 plantas por parcela, das quais, assim como aos 70 DAS, foram encaminhadas ao laboratório da UFV para quantificação dos teores de nutrientes.

Foram avaliados os aspectos sanitários das plantas, utilizando-se como indicadores de contaminação por determinação, os coliformes termotolerantes e *Salmonella* sp.; para tanto, na ocasião da colheita, foram colhidas 5 plantas que foram encaminhadas ao Laboratório Analítico de Alimentos e Bebidas (LAAB/UFRRJ), ao qual foram separadas a parte aérea e as raízes, e lavadas superficialmente com água corrente, para remover a terra proveniente dos canteiros de cultivo. Os padrões e critérios para análise do aspecto sanitário seguiram a legislação vigente de regulamentação técnica sobre padrões microbiológicos para alimentos – RDC nº12 de 2001 (BRASIL, 2001). As análises de qualidade dos alimentos foram realizadas no Laboratório Analítico de Alimentos e Bebidas (LAAB), do Departamento de Tecnologia de Alimentos da UFRRJ.

### 4.5 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos à análise da variância ANOVA ( $p \leq 0,05$ ); e em sendo significativos os efeitos, estes foram testados por modelos de regressão polinomial. A escolha dos modelos foi baseada na significância estatística (teste F), no ajuste do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e no significado biológico do modelo. As análises foram realizadas por meio do software Sisvar 5.6 (Ferreira, 2011).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Fertirrigação

Na Tabela 40, segue apresentada a caracterização, por meio dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, da ARB utilizada na fertirrigação do cultivo da cenoura.

**Tabela 40** - Caracterização dos parâmetros físico-químicos e biológicos, em valores medianos, da ARB tratada na UPT do SIPA, utilizada na fertirrigação do cultivo da cenoura, para fornecimento das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Parâmetros	Mediano	Parâmetros	Mediano
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	238,92	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	112,74
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	622,89	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	83,09
DQO/DBO	2,67	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	80,06
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	23,20	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	2,30
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,60	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,13
Turbidez (FTU)	85,56	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	69,03
Cor (PtCo)	2119	K (mg.L <sup>-1</sup> )	107,17
pH	7,00	Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	37,41
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	2,36	Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	28,25
RAS [(mmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup> ]	0,51	Na (mg.L <sup>-1</sup> )	16,88
O & G (mg.L <sup>-1</sup> )	18,00	Salm (P/A. 100mL <sup>-1</sup> )	P
O.veg (mg.L <sup>-1</sup> )	8,63	C.Termo [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	5,27
G.ani (mg.L <sup>-1</sup> )	10,70	E.coli [(log).NMP.100mL <sup>-1</sup> ]	5,02

Destacam-se na Tabela 40, as concentrações de nutrientes, principalmente P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, K e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, apresentados em (mg.L<sup>-1</sup>), respectivamente 112,74, 107,17 e 80,06. Nota-se que o pH (7,00), encontra-se na faixa de neutralidade, a CE e RAS não representam risco de sodificação dos solos, embora deva-se utilizá-la criteriosamente devido o teor de Na (16,88 mg.L<sup>-1</sup>). É possível observar ainda que esta ARB, contém quantidade de material orgânico, analisados por meio dos indices DBO (238,92 mg.L<sup>-1</sup>), DQO (622,89 mg.L<sup>-1</sup>) e SST (23,20 mg.L<sup>-1</sup>). Devido ao fato da concentração dos indicadores de contaminação microbiológica estarem acima do permitido pela legislação, sendo estes a presença de Salmonella, 5,27 log C.Termo (NMP.100 mL<sup>-1</sup>), e 5,02 log E.coli (NMP.100 mL<sup>-1</sup>), seu uso requer atenção pois não atende aos padrões para aplicação como fertilizante em sistemas orgânicos de produção.

Em experimento com ARB, utilizada na fertirrigação de forrageiras, cultivadas em lisímetros de drenagem instalados em casa de vegetação, Erthal et al. (2010a), avaliaram o desempenho do capim-Tifton 85 e a aveia-preta, bem como o efeito de quatro taxas de aplicação sob as características físicas e químicas do solo (ERTHAL et al. 2010b). Para tanto os autores avaliaram as características da ARB no início de cada ciclo de cultivo, que apresentaram as médias de 16.539,4 mg.L<sup>-1</sup> de DQO, 7.492 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos totais, 697,21 mg.L<sup>-1</sup> de N<sub>total</sub>, 131,8 mg.L<sup>-1</sup> de P<sub>total</sub>, 361,98 mg.L<sup>-1</sup> de K<sub>total</sub>, 123,25 mg.L<sup>-1</sup> de Ca<sub>total</sub>, 32,44 mg.L<sup>-1</sup> de Mg<sub>total</sub>, 90,84 mg.L<sup>-1</sup> de Na<sub>total</sub>, pH 7,84, RAS 1,03 (mmol<sub>c</sub>.L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup> e CE 4,26 dS.m<sup>-1</sup>. No entanto, os autores tomaram como elemento de referência para determinação das doses aplicadas o potássio (K<sub>total</sub>), no qual pode-se observar apresentava-se em concentração superior à do presente trabalho, assim como o teor de Na, e possivelmente por consequência destes os valores de CE e RAS.

Visando avaliar os efeitos da fertirrigação com ARB, cuja taxa de aplicação foi determinada com base no teor de nitrogênio, em um Argissolo vermelho-amarelo cultivado

com figueira, Silva et al. (2016) preparam a ARB misturando 15% de esterco fresco proveniente do SIPA diluído em 85% de água potável, no intuito de utilizar a ARB semelhante à de Erthal et al. (2010), no entanto a mesma apresentou as seguintes características médias: 28.875mg.L<sup>-1</sup> de DQO, 24.179 mg.L<sup>-1</sup> de sólidos totais, 696,20 mg.L<sup>-1</sup> de N<sub>total</sub>, 81,15 mg.L<sup>-1</sup> de P<sub>total</sub>, 123,13 mg.L<sup>-1</sup> de K<sub>total</sub>, 210,10 mg.L<sup>-1</sup> de Ca<sub>total</sub>, 137,55 mg.L<sup>-1</sup> de Mg<sub>total</sub>, 75,00 mg.L<sup>-1</sup> de Na<sub>total</sub>, pH 6,48, RAS 1,39 (mmol<sub>c</sub>.L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup> e CE 2,91 mS.cm<sup>-1</sup>. Em virtude do preparo da ARB utilizada pelos autores, nota-se a superioridade das concentrações de DBO, DQO, sólidos totais, Ca, Mg e Na, assim como os valores de CE e RAS, e com teores de nitrogênio, fósforo e potássio mais próximos dos obtidos pela ARB tratada pela UPT instalada no mesmo local (SIPA).

Mendonça et al. (2016), em pesquisa utilizando uma ARB como biofertilizante no crescimento de cana-de-açúcar, obtido a partir de um sistema de tratamento de efluentes composto por biodigestor do tipo canadense seguido de uma lagoa de estabilização, em que estes apresentavam tempos de detenção hidráulica de 70 e 7 dias, respectivamente. Nesse trabalho, os autores também adotaram o nitrogênio como nutriente de referência, e os atributos físico-químicos apresentados para o biofertilizante foram 3.396mg.L<sup>-1</sup> de DQO, 637 mg.L<sup>-1</sup> de DBO, 94,23 mg.L<sup>-1</sup> de N<sub>total</sub>, 31,64 mg.L<sup>-1</sup> de P<sub>total</sub>, 0,2 mg.L<sup>-1</sup> de K<sub>total</sub>, 0,05 mg.L<sup>-1</sup> de Ca<sub>total</sub>, 0,05 mg.L<sup>-1</sup> de Mg<sub>total</sub>, 0,01 mg.L<sup>-1</sup> de Na<sub>total</sub>, pH 7,0. Nota-se que o efluente utilizado pelos autores apresentava concentração de todos os nutrientes inferior às do presente estudo, no entanto, realizaram complementação de adubação fosfatada no plantio e potássica parcelada em duas aplicações.

Na pesquisa realizada por Hussar et al. (2004), em que utilizaram efluente de reator anaeróbio compartimentado tratando água residuária de suinocultura, na irrigação da cenoura em comparação com a irrigação com água encanada disponível na horta; o efluente utilizado apresentava as concentrações de 49 g.kg<sup>-1</sup> de N, 6,35 g.kg<sup>-1</sup> de P, 212,5 g.kg<sup>-1</sup> de K, 235 g.kg<sup>-1</sup> de Ca, 31,05 g.kg<sup>-1</sup> de Mg; além desta fonte de nutrientes, foi utilizado 0, 50 e 100% referente a dosagem de fertilizante (NPK) 25-25-20 e adubação orgânica. Os autores concluíram que todos os tratamentos submetidos a irrigação com efluente sobressaíram-se em relação a irrigação com água, no entanto ressaltaram que o efluente não passou por etapa prévia de desinfecção e, portanto, utilizado apenas em caráter experimental.

Na Tabela 41, são apresentadas as lâminas de ARB, definidas a partir da concentração de nitrogênio presente, aplicadas em 60 dias, suas respectivas compensações em água de abastecimento (AA); a lâmina evapotranspirada total no período de cultivo de cenoura, determinada por estimativa e reposta via irrigação; e o total de água aplicado ao longo do ciclo experimental sendo este o somatório da ARB, AA e ETPc.

**Tabela 41** - Lâminas totais (mm) de água de irrigação (Irriga), de fertirrigação (ARB tratada na UPT do SIPA) e água de abastecimento (AA), aplicadas no solo cultivado com cenoura, para fornecimento das doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Lâminas de ARB + AA aplicada (mm)	Lamina total evapotranspirada (mm)	Total de água aplicado (ARB+AA+Irriga)
0	0 + 883		
100	294 + 589		
200	589 + 294	210,32	1093,32
300	883 + 0		

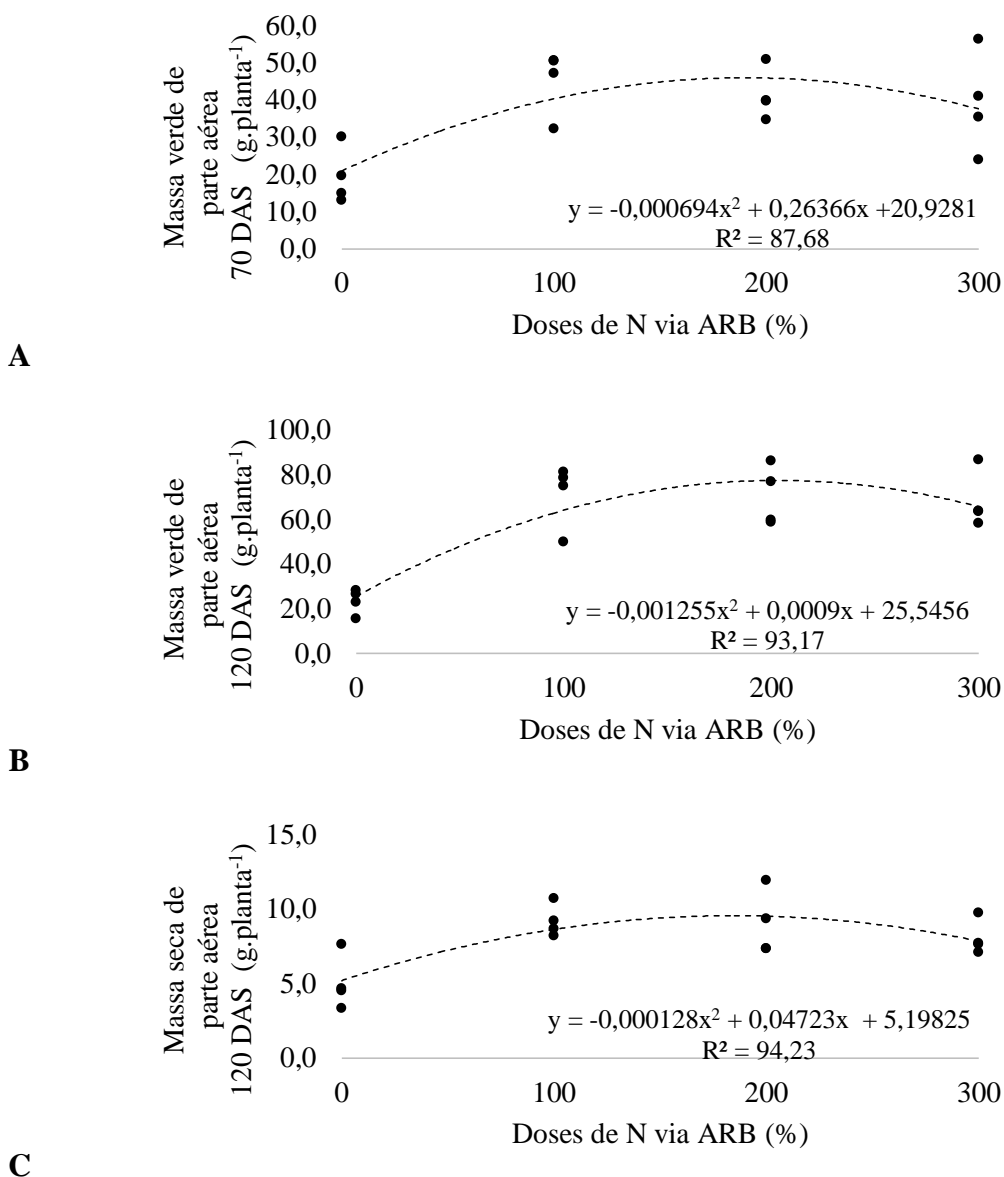
A partir da análise da Tabela 41, observa-se que, devido a forma de parcelamento, na qual evitou-se aplicação antes que a cultura apresentasse sistema radicular capaz de explorar a ARB aplicada, a fertirrigação foi iniciada aos 45 DAS e as lâminas diárias aproximaram-se

da lâmina de irrigação para o tratamento referência, a dose de 100% N, e os tratamentos 200 e 300% de N requerido pela cultura, esta foi superior ao dobro e ao triplo, respectivamente. O montante de água fornecido ao cultivo foi cinco vezes superior a demanda.

## 5.2 Características da Cultura

### 5.2.1 Parte aérea

Na Figura 28(A, B e C), são apresentados por meio da dispersão dos valores médios obtidos na avaliação do crescimento da parte aérea da cenoura (70 e 120 DAS) submetidas as distintas doses de N (%) via fertirrigação com a ARB tratada.



**Figura 26** - Variabilidade dos resultados do monitoramento do crescimento da parte aérea (PA) da cenoura, em: (A) MV (g.planta<sup>-1</sup>) aos 70 DAS; (B) MV (g.planta<sup>-1</sup>) aos 120 DAS; e (C) MS (g.planta<sup>-1</sup>) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Observa-se pela Figura 28(A, B e C), que o comportamento dos dados aos 70 e aos 120 DAS foram semelhantes, tendo alcançado para dose de 100% N o maior acúmulo de



massa e decrescendo para as doses superiores (200 e 300% N), e que, no entanto, para estas o crescimento foi superior ao tratamento sem aplicação da ARB. Comparando-se, ainda, os dados de 70 DAS e 120 DAS, é possível notar que para as doses testadas o acúmulo de massa aos 120 DAS foram superiores aos de 70 DAS. Para MSPA aos 120 DAS, nota-se o mesmo comportamento, diferindo apenas pela menor variação entre dose 0% N e as demais, em que a diferença máxima não alcançou 5 g.planta<sup>-1</sup>.

Na Tabela 42, são apresentados os dados médios de massa verde e de massa seca da parte aérea da cenoura (g.planta<sup>-1</sup>), obtidos a partir das medições realizadas aos 70 e 120 DAS para cada dose de N (%) aplicada via ARB. Observa-se a partir desta que para todas as doses, foi proporcionado ao cultivo incremento de massa entre os períodos avaliados.

**Tabela 42** - Valores médios de MV (g.planta<sup>-1</sup>) e MS (g.planta<sup>-1</sup>) da parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento das diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	MVPA (g.planta <sup>-1</sup> )		MSPA (g.planta <sup>-1</sup> )	
	70 DAS	120 DAS	70 DAS	120 DAS
0	19,37	23,18	5,02	7,95
100	45,04	71,09	8,01	9,18
200	41,23	70,27	8,57	8,99
300	39,14	67,96	7,46	8,03

A partir da Tabela 42, obtém-se que a diferença de MVPA entre os períodos foi de 3,81, 26,05, 29,04 e 27,18 (g.planta<sup>-1</sup>), e a partir destes contata-se que, embora a massa verde para a dose de 100% de N tenha sido superior, a diferença entre os 70 e 120 DAS demonstrou que, a dose de 200% e 300% de N apresentaram maior ganho de MV.

De acordo com os resultados apresentados por Mubashir et al. (2010), ao avaliarem a fertilização nitrogenada de cultivo irrigado de cenoura e quiabo, a dose de N ideal foi de 150kg.ha<sup>-1</sup>, no qual os autores associaram a ter proporcionado maior atividade fotossintética e crescimento vegetativo; de maneira semelhante, para Moniruzzaman et al. (2013) ao avaliarem o efeito da variação das doses de N no crescimento e produção de cenouras, a máxima produção de MFPA foi obtida para dose de 130kg.ha<sup>-1</sup>, em que esta foi a máxima testada. Para Zárte et al. (2006) em espécies da família da cenoura, deverá ainda existir uma correlação positiva entre o efeito da adubação na parte aérea com a produção a ser alcançada para as raízes, ou seja, as plantas com folhas mais exuberantes, produziram maior quantidade de raízes comerciais.

Lopes et al. (2008), ao avaliarem o desempenho produtivo de cultivares de cenoura sob diferentes espaçamentos nas condições de Mossoró/RN, em que testaram o espaçamento de 20cm entre linhas e 4cm entre plantas, e dentre os cultivares (cv.) testados, a cv. Brasília, além da Alvorada e a Esplanada, obtiveram para colheita aos 79 DAS, massa seca da parte aérea respectivamente, 5,33 g.planta<sup>-1</sup>, 5,25 g.planta<sup>-1</sup> e 5,37 g.planta<sup>-1</sup>. No referido trabalho, os autores utilizaram adubação em três parcelas, sendo: no plantio, 80 t.ha<sup>-1</sup> de esterco + 40 kg.ha<sup>-1</sup> de ureia, 30 kg.ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O e 60 kg.ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>; aos 32 DAS, 20 kg.ha<sup>-1</sup> de ureia, 30 kg.ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O; e aos 45 DAS apenas 20 kg.ha<sup>-1</sup> de ureia. Foi concluído com base nos resultados obtidos que a cv. Brasília foi a que melhor se adaptou ao clima da região, com maiores produtividades.

Nota-se que os resultados apresentados de MSPA do presente trabalho, já aos 70 DAS aproximavam-se dos resultados de Lopes et al. (2008), e que no momento da colheita aos 120 DAS, na dose equivalente a 100% do N, em que foi obtido o valor máximo (9,18 g.planta<sup>-1</sup>) foram superiores e quase alcançaram o dobro. Pode-se sugerir que tal fato esteja

associado a quantidade de nutrientes fornecidos via ARB, especialmente o de K, sendo que este é considerado o nutriente mais extraído pela cenoura (GONÇALVES et al., 2017; ASSUMÇÃO et al., 2016; e EL-NASR et al., 2011).

Santos et al. (2011) em experimento conduzido no SIPA, visando avaliar o efeito de diferentes coberturas mortas no desempenho da cenoura sob cultivo orgânico, em que testaram a aplicação de 2,5 kg.m<sup>-2</sup> de compostos a base de Guandu, capim Cameroon e Gliricídia, utilizando espaçamento equivalente ao do presente estudo, entre agosto e novembro de 2006 com ciclo de 90 dias, após a colheita obtiveram para os tratamentos a variação aproximada de 3,41 a 4,71 g.planta<sup>-1</sup> de massa seca da parte aérea para cv. Brasília. Assim como os resultados de MSPA apresentados por Lopes et al. (2008), após a utilização das diferentes coberturas, no trabalho de Santos et al. (2011) foram menores que do presente estudo, onde aos 90 DAS, estiveram próximos ao obtido para o tratamento sem aplicação da ARB aos 70 DAS (5,02 g.planta<sup>-1</sup>) e menores que ao obtido em todos os demais tratamentos nas doses de ARB testadas.

Zanfirov et al. (2012) avaliaram a produção do híbrido Bangor no município de São Manuel/SP, com ciclo de 94 dias, sob efeito de distintas doses de potássio em cobertura na forma de cloreto de potássio (0, 23, 45, 68 e 90 kg.ha<sup>-1</sup>); dentre os parâmetros avaliados, a variação das doses proporcionaram máxima massa fresca de parte aérea de 73,5 g.planta<sup>-1</sup> para o tratamento sem cobertura enquanto que para máxima dose 69,6 g.planta<sup>-1</sup> de massa fresca da parte aérea. Independente do decaimento proporcionado pela maior dose testada pelos referidos autores, nota-se que estes resultados vão de encontro com o discutido acerca da importância do K para o desenvolvimento da cenoura, e estes, mesmo tendo sido colhidas aos 94 DAS, foram superiores aos obtidos a partir da aplicação da ARB, onde o máximo foi de 71,09 g.planta<sup>-1</sup>.

Em estudo do acúmulo e exportação de nutrientes pela cv. 'Forto', cultivada de maio a setembro de 2004, em São Gotardo/MG, Cecílio Filho & Peixoto (2013) conduziram o cultivo por 120 dias, com avaliações realizadas aos 40, 50, 60, 70, 80, 90, 110 e na colheita aos 120 DAS. Neste ajustaram um modelo sigmoidal de crescimento das plantas com acúmulo contínuo de matéria até a colheita; onde entre os 88 e 120 DAS observaram a variação de matéria seca da parte aérea de 2,49 a 5,45 g.planta<sup>-1</sup>, ou seja, um incremento de quase 120%. Vale ressaltar que os autores utilizaram na adubação 350 kg.ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O no plantio, e em cobertura aos 35, 50 e 60 DAS mais 60 kg.ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O. Para Gonçalves et al. (2017), a melhor alternativa de se reduzir a limitação de K para o cultivo da cenoura é fragmentar as doses com o máximo de aplicações, visto a mobilidade deste nas plantas, assim como no solo, reduzindo as perdas por lixiviação e elevando a eficiência de utilização do adubo.

Assunção et al. (2016) estudando a eficiência de recuperação de N, P e K, em experimento com as cultivares 'Juliana' semeada no verão (ciclo de 103 dias) e 'Nayarit' no inverno (ciclo de 128 dias), nas condições da região de Rio Paranaíba/MG, testaram 6 combinações de aplicação de adubos, onde a referência foi 100, 500 e 450 kg.ha<sup>-1</sup>, respectivamente de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O. No referido trabalho, os autores adotaram densidade de plantas equivalente a 600.000 plantas.ha<sup>-1</sup>; e desta forma obtiveram valores médios de massa seca de parte aérea de 3,45 g.planta<sup>-1</sup> no verão e 4,71 g.planta<sup>-1</sup> no inverno.

Na Tabela 43 e Tabela 44, são apresentados respectivamente os resultados da ANOVA e regressão, realizados para os efeitos das doses de N (%) nos parâmetros monitorados MV aos (70 e 120 DAS) e MS aos 120 DAS.

**Tabela 43** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), no acúmulo de MV e MS, aos 70 e 120 DAS, na parte aérea (PA) da cenoura, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA	Parâmetros	ANOVA
------------	-------	------------	-------

	Fc	Pr>Fc	CV(%)		Fc	Pr>Fc	CV(%)
MVPA_70_DAS	5,819	0,0108	26,30	MVPA_120_DAS	15,015	0,0002	20,72
MSPA_70_DAS	0,361	0,7823	18,87	MSPA_120_DAS	5,551	0,0126	20,92

Analisando a Tabela 43, pode-se observar pelo valor de Pr>Fc, ou seja, a probabilidade da diferença entre os tratamentos, ser maior que o valor Fc calculado pelo método, que esta foi significativa e menor ao nível de 5% de significância, para MVPA aos 70 e 120 DAS, e MSPA aos 120 DAS, e o coeficiente de variação dos dados CV esteve entorno de 20% para ambos os parâmetros, enquanto que para MSPA aos 70 DAS, a mesma não foi significativa, em que Pr>Fc foi de 0,7823 mesmo com menor CV dentre os parâmetros avaliados.

**Tabela 44** - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), no acúmulo de MV (aos 70 e 120 DAS) e MS aos 120 DAS, na parte aérea (PA) da cenoura, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
MVPA_70_DAS	20,9281	0,0007	0,26366	0,0041	-0,000694	0,0129	87,68
MVPA_120_DAS	25,5456	0,0009	0,51007	0,0002	-0,001255	0,0013	93,17
MSPA_120_DAS	5,19825	0,0000	0,04723	0,0031	-0,000128	0,0086	94,23

A variabilidade encontrada para a os parâmetros MVPA aos 70 e 120 DAS, e MSPA aos 120 DAS, proporcionaram ainda ajuste de modelos linear e quadrático para o crescimento da parte aérea em função das doses de N (%) aplicadas. Como discutido anteriormente, para MVPA aos 70 e 120 DAS o maior valor foi obtido para dose equivalente a 100% do N aplicado, assim como ocorreu para MSPA aos 120 DAS.

A partir dos modelos ajustados para o acúmulo de massa da parte aérea das plantas, determinou-se que para MVPA aos 70DAS a dose que proporciona o máximo valor de 45,97 g.planta<sup>-1</sup> foi de 189,96%N via ARB e para MVPA aos 120DAS o máximo foi de 77,37 g.planta<sup>-1</sup> para 203,22% de N; para MSPA aos 120DAS o máximo determinado pelo modelo foi 9,56 g.planta<sup>-1</sup> para dose de 184,49% de N via ARB.

### 5.2.2 Raiz

Na Tabela 45, são apresentados os resultados de crescimento da raiz da cenoura, submetida a fertirrigação com ARB tratada, cujas lâminas foram definidas em função das distintas doses de N (%), sendo MVR e MSR em (g.planta<sup>-1</sup>) e LR e DR em (cm).

Analisando-se a Tabela 45, nota-se que a MVR, até os 70 DAS no tratamento cuja dose aplicada foi a de 100% N, apresentava maior peso 52,93 g.planta<sup>-1</sup>, seguido muito próximo dos 52,18 g.planta<sup>-1</sup> para 200% N, alternando após os 120 DAS, em que foi observado maior peso de raiz para 200% N, seguido de 300% N, cujos valores de MV foram respectivamente 102,78 e 96,38 (g.planta<sup>-1</sup>).

**Tabela 45** - Valores médios de MV (g.planta<sup>-1</sup>), MS (g.planta<sup>-1</sup>), L (cm) e D (cm), das raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento das diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	MVR (g.planta <sup>-1</sup> )		MSR (g.planta <sup>-1</sup> )		LR (cm)		DR (cm)	
	70 DAS	120 DAS	70 DAS	120 DAS	70 DAS	120 DAS	70 DAS	120 DAS
0	36,04	55,33	1,35	5,50	13,12	13,99	2,13	2,48
100	52,93	90,74	3,32	7,81	12,53	14,05	2,58	3,24
200	52,18	102,78	3,16	8,02	12,01	13,62	2,56	3,24
300	42,07	96,38	2,74	7,48	11,35	14,53	2,28	3,24

Esta variação, em função das doses de N aplicadas, foi semelhante para o acúmulo de MSR, onde até os 70 DAS o tratamento cuja dose era de 100% apresentava maior peso 3,32g.planta<sup>-1</sup>, seguido dos tratamentos de 200% (3,16 g.planta<sup>-1</sup>) e depois 300% (2,74 g.planta<sup>-1</sup>), enquanto que aos 120 DAS em ordem crescente de peso de MSR, acumularam 5,50g.planta<sup>-1</sup>, 7,48 g.planta<sup>-1</sup>, 7,81 g.planta<sup>-1</sup> e 8,02 g.planta<sup>-1</sup>, sendo estas respectivamente a 0, 300, 100 e 200% de N. Esta avaliação mostra que, apesar do maior peso final das raízes em MVR do tratamento com 300% N comparado ao 100% N, este foi, influenciado pela maior acúmulo de água nas raízes enquanto, possivelmente devido ao excesso de nutrientes fornecidos, no qual suplantou a necessidade e capacidade de assimilação pelas plantas. Que de acordo com Hochmuth et al. (1999), o aumento da fertilização com nitrogênio pode reduzir o acúmulo de matéria seca.

O efeito proporcionado pelas lâminas de ARB aplicadas, pode ter influenciado nos resultados de comprimento (LR), onde pode ser observado que até os 70 DAS o tratamento cuja dose de ARB 0% N apresentou-se superior (13,12 cm) decrescendo a cada dose, 100% N (12,53 cm), 200% N (12,01 cm) e 300% N (11,55 cm). Após a colheita final aos 120 DAS, tal diferenciação entre os tratamentos tornou-se menos definida, sem padrão para o crescimento em função das doses, desta maneira o maior LR foi encontrado para 300% N e o menor para 200% de N, sendo respectivamente 14,53 cm e 13,62 cm.

Ao analisar os resultados do diâmetro das raízes (DR), nota-se que até os 70 DAS, a maior diferença era entre os tratamentos 0% N (2,13 cm) e 100% N (2,58 cm), e para 200% (2,56 cm) e em 300% (2,28 cm), e a partir dos 120 DAS esta diferença ficou entre 2,48 cm (0% N) e 3,24 cm (100, 200 e 300 %N).

Para Gajewski et al. (2010), o excesso de umidade no solo durante o cultivo de cenoura, pode interferir no desenvolvimento das plantas, com consequente redução na capacidade de produção, associado a menor concentração de nutrientes no solo, principalmente pela lixiviação de N, K e Mg.

No trabalho de Moniruzzaman et al. (2013), em que foram testadas doses crescentes de N (0 a 130 kg.ha<sup>-1</sup>), observaram que os valores de LR e DR aumentaram com o aumento das doses, apesar de que o DR na dose máxima apresentou decréscimo, os autores concluíram, portanto, que dose ideal de N utilizada no cultivo da cenoura, cv. 'New Coroda', para cultivo nas condições de Bangladesh, foi de 100 kg.ha<sup>-1</sup>. Estes resultados, se aproximam com o exposto por Hochmuth et al. (1999), de que a aplicação de N apresenta elevada correlação com o diâmetro das raízes, sem que, no entanto, influenciem no comprimento das mesmas.

Em pesquisas utilizando a cv. Brasília, as quais apresenta-se a seguir, sob condições semelhantes à do presente estudo, ou seja, sistema orgânico de produção no SIPA, os resultados de produção e crescimento de raízes podem ser comparados, embora tenham sido

submetidos a distintas fontes de variação e épocas do ano, e principalmente fontes de adubação utilizadas.

Salgado et al. (2006) avaliaram diferentes consórcios de alface com cenoura, em dois anos consecutivos. No primeiro ano, para cultivo solteiro e consorciado com alface crespa, os dados obtidos de massa fresca, diâmetro e comprimento das raízes, foram respectivamente, 58,8 e 79,3 (g.planta<sup>-1</sup>), 2,81 e 3,09 (cm), e 11,4 e 12,6 (cm); no segundo ano, para os mesmos parâmetros respectivamente, 117,3g.planta<sup>-1</sup>, 3,18 e 3,21 (cm), e 15,6 e 14,8 (cm). Os autores testaram ainda, nos mesmos dois anos de cultivo, consórcio com alface lisa, em que obtiveram variabilidade semelhante e superior no segundo ano em relação ao primeiro, e ainda superior no consórcio em relação ao cultivo solteiro. Observa-se que o segundo ano de cultivo proporcionou maiores valores dos parâmetros discutidos, e ainda, que se comparado aos obtidos no presente estudo, foram pouco superiores, em que os máximos foram de 102,78 g.planta<sup>-1</sup> para MVR, 8,02 cm para LR e de 3,24 cm para DR, tendo sido considerados pelos referidos autores, como de alto padrão comercial para produtos orgânicos.

No trabalho conduzido por Santos et al. (2011), em que avaliaram o efeito de diferentes coberturas morta sob os canteiros de cultivo da cv. 'Brasília' no SIPA, os autores apresentaram para os diversos tratamentos, com valores (mínimos e máximos) de peso fresco, diâmetro e comprimento de raiz, respectivamente, (53,47 e 60,74 g.planta<sup>-1</sup>), (3,1 e 3,4 cm) e (13,0 e 14,0 cm). Com relação a estes, concluíram que o efeito das coberturas foi benéfico para melhoria dos aspectos comerciais das raízes da cenoura. De acordo com os valores apresentados, apesar da MVR do presente estudo ter sido superior, o DR esteve dentro da faixa apresentada e o LR pouco superior.

Outros trabalhos estudando o desempenho do cultivar Brasília sob manejo orgânico e/ou convencional, no qual apresentaram os parâmetros de produção e crescimento, e que podem nivelar o desempenho obtido pelo presente estudo são destacados adiante.

Resende & Braga (2014) com o objetivo de avaliar comportamento produtivo de cultivares de cenoura, sob manejo orgânico, no Submédio do Vale do São Francisco, no período de temperaturas consideradas amenas (junho a setembro), com ciclo de 113 dias, testaram 13 cultivares, dentre elas a Brasília, com espaçamento de 0,20x0,04 m, onde aplicaram esterco de caprino (90t.ha<sup>-1</sup>), termofosfato magnesiano (670 kg.ha<sup>-1</sup>) e sulfato de potássio (250 kg.ha<sup>-1</sup>). De acordo com os autores a cultivar apresentou 108,3 g.planta<sup>-1</sup> de massa fresca de raiz, e concluíram que esta foi a melhor, e mais adaptada as condições edafoclimáticas e sistema de manejo orgânico adotados. Para Lopes et al. (2008) o espaçamento ideal para cultivo da cv. 'Brasília' é 0,20x0,04 m, e que o aumento da densidade de plantio poderá influenciar negativamente na MFR.

Resende et al. (2016) avaliaram o desempenho de cultivares em sistema orgânico sob condições de temperatura elevada, em que foi observado a superioridade da Brasília em relação as demais testadas, e cuja massa fresca das raízes variou de 56,2 a 77,6 (g.planta<sup>-1</sup>), sendo o valor máximo, obtido para a mesma cultivar.

No trabalho de Lopes et al. (2008), em que testaram o efeito dos diversos espaçamentos na produtividade das cultivares Brasília, Esplanada e Alvorada, e ficou concluído que a Brasília foi a mais bem adaptada as condições de Mossoró/RN, e obtiveram como massa média das raízes comerciais 58,84 g.planta<sup>-1</sup>. Sendo esta, no entanto, inferior ao valor máximo obtido no presente trabalho, e bem próximo do obtido para o tratamento sem ARB.

Já em trabalho desenvolvido por Manetti et al. (2012), ao avaliarem as características comerciais de diferentes genótipos de cenouras, comparadas com populações do grupo Brasília, de acordo com os resultados apresentados, esta cultivar foi a que apresentou o maior peso de raízes comerciais (162,8 g.planta<sup>-1</sup>) com comprimento de raiz de 22,6 cm; resultados estes superiores aos obtidos no presente estudo, no entanto, de acordo com os autores na

ocasião do preparo do solo, foram incorporados 1.000 kg.ha<sup>-1</sup> de adubo (N-P-K) na formulação 4-14-8, além de ter sido utilizado como cobertura um mês após a semeadura e 53 dias após a primeira cobertura, a aplicação de 500 kg.ha<sup>-1</sup> de ureia.

Para Figueiredo Neto et al. (2010), ao avaliarem o efeito do composto orgânico nas características físico-químicas da cv. Brasília, em que compararam a aplicação de: uma mistura de 40% esterco de caprino com 60% de restos vegetais, e aplicação de casca de mamona triturada, em que para ambos foi utilizado 20 t.ha<sup>-1</sup>. Os resultados obtidos para o uso do composto orgânico foram superiores ao da casca de mamona, em peso fresco e diâmetro de raiz, respectivamente, (116,4 x 73,5 g.planta<sup>-1</sup>) e (3,23 x 2,99 cm), enquanto que o comprimento de raiz esteve muito próximo (13,2 x 13,6 cm).

São apresentados na Tabela 46 e Tabela 47, respectivamente os resultados da ANOVA e regressão, realizados para os efeitos das doses de N (%) nos parâmetros discutidos acima, MS aos 70 DAS, MV aos 120 DAS e D aos 120 DAS. Tendo sido estes os que apresentaram diferenciação significativa (Pr>Fc até 0,05) entre os tratamentos adotados, variação das lâminas de ARB em função das doses de N.

**Tabela 46** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), na MV, MS, L e D, aos 70 e 120 DAS, das raízes (R) da cenoura, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA			Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr>Fc	CV(%)		Fc	Pr>Fc	CV(%)
MVR_70_DAS	1,719	0,2162	27,23	MVR_120_DAS	6,286	0,0083	19,62
MSR_70_DAS	5,084	0,0168	30,10	MSR_120_DAS	1,971	0,1721	22,91
LR_70_DAS	0,627	0,6113	15,47	LR_120_DAS	0,203	0,8923	11,83
DR_70_DAS	2,109	0,1524	12,76	DR_120_DAS	20,743	0,0000	5,47

**Tabela 47** - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), na MS aos 70 DAS, na MV aos 120 DAS e no D aos 120 DAS, das raízes (R) da cenoura aos obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

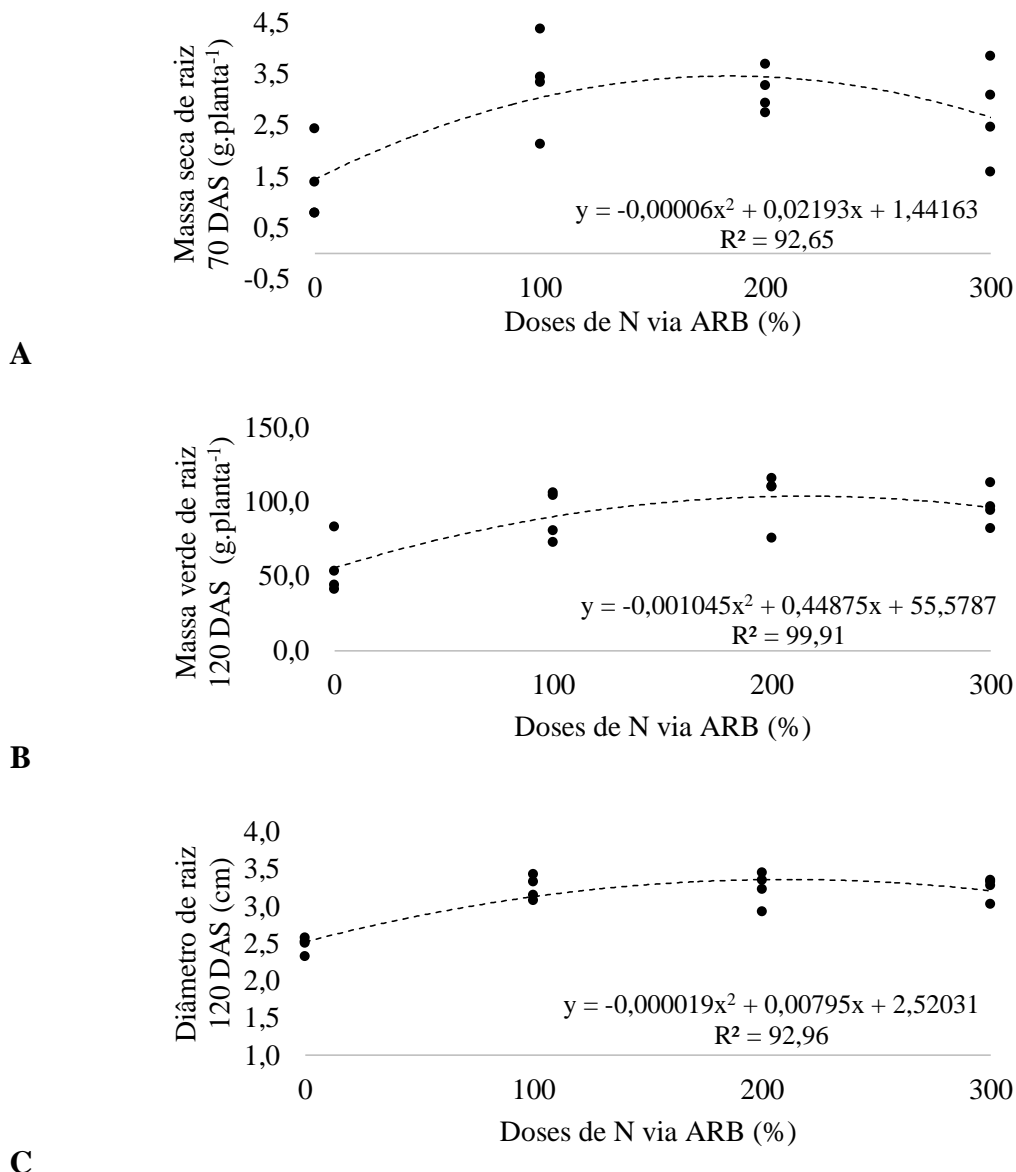
Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
MSR_70_DAS	1,44163	0,0029	0,02193	0,0042	-0,00006	0,011	92,65
MVR_120_DAS	55,5787	0,0000	0,44875	0,0054	-0,001045	0,0295	99,91
DR_120_DAS	2,52031	0,0000	0,00795	0,0001	-0,000019	0,0007	92,96

Observa-se, portanto, que foi ajustado modelo polinomial quadrático para os três parâmetros, sendo os melhores ajustes, cujos R<sup>2</sup> (%) são mais elevados, entre 92,65 e 99,91%, respectivamente para MS aos 70 DAS e MV aos 120 DAS, estes podem ainda ser visualizados na Figura 29(A, B e C) relativa a dispersão dos dados entre os diversos tratamentos adotados, para os mesmos parâmetros em que a ANOVA foi significativa ao nível de 5%.

Ainda com base nos modelos ajustados, estimou-se os valores máximos em resposta à variação das doses, sendo estes para MSR aos 70 DAS de 3,45 g.planta<sup>-1</sup> para 182,75%N, para MVR aos 120DAS de 103,75 g.planta<sup>-1</sup> para 214,71%N e para DR aos 120DAS de 3,35cm em resposta ao fornecimento de 209,21%N via ARB.

Na Figura 29A, merece destaque a maior dispersão dos valores entorno da média nos tratamentos (0 e 300 %N), ao passo que nos resultados para (100 e 200 %N), apesar da variabilidade apresentaram-se mais próximos a média apesar de alguns extremos.

Ao adotar avaliação análoga, na Figura 29B, nota-se que, em 200% N os valores encontram-se mais concentrados e elevados e ainda, que na Figura 29C, cuja dispersão representa a variabilidade dos valores de diâmetros das raízes, estes encontram-se bem concentrados nos tratamentos, embora para 100 e 200 %N estejam mais dispersos, sem que, no entanto, os resultados referentes aos tratamentos que receberam a ARB tenham diferido pela análise realizada.



**Figura 27** - Variabilidade dos resultados do monitoramento do crescimento das raízes (R) da cenoura, em: (A) MS (g.planta<sup>-1</sup>) aos 70 DAS; (B) MV (g.planta<sup>-1</sup>) aos 120 DAS; e (C) D (cm) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

De acordo com os resultados apresentados de acúmulo e exportação de nutrientes pela cenoura cv. Forto, Cecílio Filho e Peixoto (2013), até os 88 DAS o acúmulo de nutrientes

e de matéria seca é mais acentuado na parte aérea das plantas, e a partir desta ocorrerá maior acúmulo nas raízes.

### 5.3 Diagnose Foliar

#### 5.3.1 Parte aérea

Na Tabela 48 e Tabela 49, são apresentados os teores de nutrientes N, P, K, Ca e Mg ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), e Cu, Fe, Zn, Mn e B ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea da cenoura, respectivamente, as avaliações realizadas aos 70 e 120 DAS, submetida as distintas lâminas de ARB, determinadas em função das doses de N (%) aplicadas ao longo do ciclo.

**Tabela 48** - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Períodos (DAS)	N	P	K	Ca	Mg
		$(\text{dag.kg}^{-1})$				
0	70	2,632	0,401	1,986	2,672	0,325
100	70	3,049	0,470	2,255	2,635	0,311
200	70	3,122	0,429	1,948	2,513	0,316
300	70	3,339	0,443	2,120	2,375	0,339
Doses de N (%)	Períodos (DAS)	Cu	Fe	Zn	Mn	B
		$(\text{mg.kg}^{-1})$				
0	70	5,44	115,29	32,04	78,10	42,68
100	70	5,33	139,55b	36,43	44,61	38,71
200	70	4,73	166,44	33,94	40,41	35,13
300	70	4,59	143,53	31,63	35,93	36,67

**Tabela 49** - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) na parte aérea (PA) da cenoura, aos 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Períodos (DAS)	N	P	K	Ca	Mg
		$(\text{dag.kg}^{-1})$				
0	120	1,814	0,359	2,200	2,997	0,340
100	120	2,071	0,474	2,607	2,821	0,352
200	120	2,249	0,471	2,825	2,495	0,318
300	120	2,566	0,503	3,635	2,404	0,351
Doses de N (%)	Períodos (DAS)	Cu	Fe	Zn	Mn	B
		$(\text{mg.kg}^{-1})$				
0	120	4,62	254,23	36,40	95,47	32,47
100	120	5,20	220,23	44,99	47,26	33,71
200	120	4,95	206,73	46,23	40,63	30,88
300	120	5,06	253,50	46,86	43,79	33,86



Analisando-se os teores de nutrientes apresentados nas Tabelas 48 e 49, nota-se que os teores de N, K e Ca, foram os mais acumulados na parte aérea da cenoura nos dois períodos avaliados, seguidos dos teores de P, Mg, Fe, Mn, B, Zn e Cu, em ordem decrescente.

Analisando os teores de K e Ca, nota-se que estes estão entre os que apresentaram maior concentração no tecido da parte aérea da cenoura, e que para o K aos 70 DAS o valor máximo foi obtido para dose de 200% N, enquanto que aos 120 DAS o acúmulo foi crescente e máximo em 300%. Para o Ca, aos 70 DAS observou-se acúmulo decrescente da menor para maior dose, respectivamente os valores mínimo e máximo 2,672 e 2,375 dag.kg<sup>-1</sup>, semelhante ao observado aos 120 DAS em que os mesmos variaram de 2,997 a 2,404 dag.kg<sup>-1</sup>.

De acordo com Gonçalves et al. (2017), na avaliação do cultivo da cenoura, os teores de K, Ca, Mg, S e Mn são bons representantes do estado nutricional por diagnose foliar, sendo que o K e o Mg, nesta pesquisa foram os mais limitantes por deficiência quando avaliados aos 70 DAS e na ocasião da colheita, enquanto que o Mn se mostrou limitante por deficiência já por volta dos 40 DAS.

Por meio da Tabela 50, em que são apresentados os resultados da ANOVA realizada para avaliar o efeito das distintas doses de ARB na parte aérea das plantas, nota-se que a diferenciação entre os tratamentos foi significativa para N, Cu, Fe e Mn aos 70 DAS e para N, P e Zn aos 120 DAS. Pode-se reparar ainda, que para os parâmetros analisados aos 120 DAS, os respectivos CV's foram maiores (23,2 à 26,08%) quando comparados aos observados aos 70 DAS cujos CV's variaram de (9,62 à 15,66%).

**Tabela 50** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), nos teores de nutrientes na parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

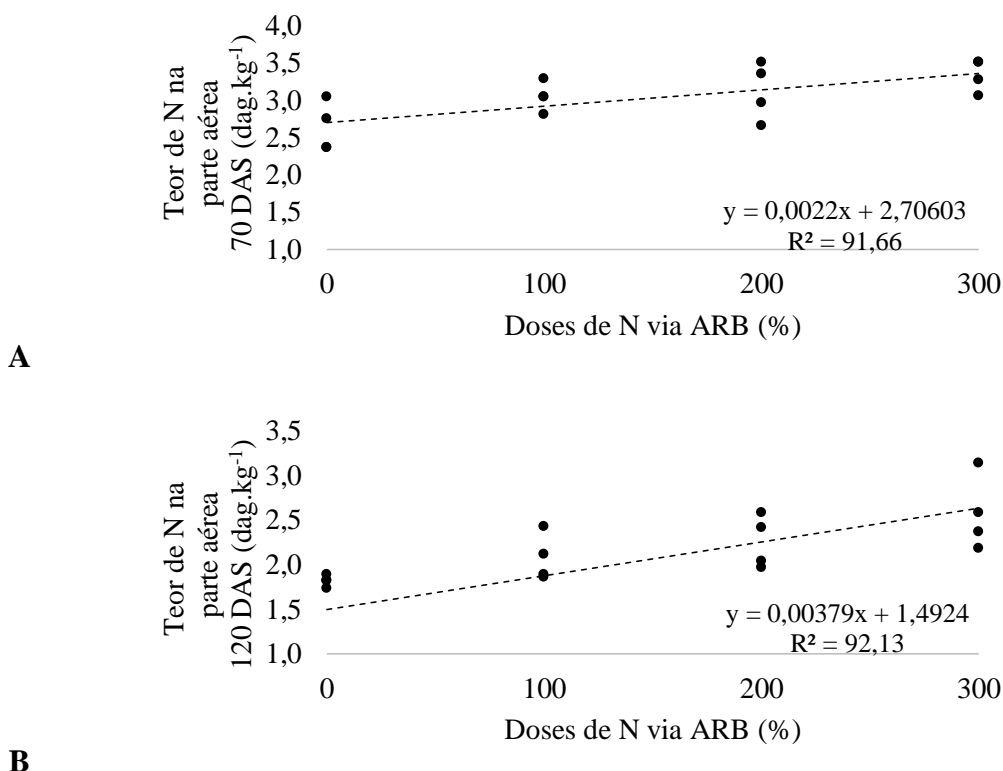
Parâmetros	ANOVA			Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr>Fc	CV(%)		Fc	Pr>Fc	CV(%)
N_70_DAS	4,107	0,0321	9,62	N_120_DAS	3,604	0,046	26,08
P_70_DAS	0,607	0,6232	17,13	P_120_DAS	4,376	0,0267	23,95
K_70_DAS	0,285	0,8357	25,24	K_120_DAS	2,509	0,1083	38,46
Ca_70_DAS	0,946	0,4489	10,84	Ca_120_DAS	0,368	0,7777	32,01
Mg_70_DAS	0,577	0,6412	9,73	Mg_120_DAS	1,038	0,4107	27,95
Cu_70_DAS	3,084	0,0681	9,64	Cu_120_DAS	1,780	0,2045	26,03
Fe_70_DAS	6,169	0,0088	11,95	Fe_120_DAS	0,548	0,6588	33,12
Zn_70_DAS	0,799	0,5181	14,63	Zn_120_DAS	3,837	0,0388	23,20
Mn_70_DAS	24,331	0,0000	15,66	Mn_120_DAS	1,131	0,3756	52,24
B_70_DAS	2,355	0,1234	11,12	B_120_DAS	1,109	0,3837	27,53

Na Tabela 51, são apresentados os resultados da análise de regressão, ajustados para o efeito das distintas doses N (%), aplicados via lâminas de ARB, quando a ANOVA foi significativa.

**Tabela 51** - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), na parte aérea (PA) da cenoura, para os teores, de N, Cu, Fe e Mn (aos 70 DAS), e N, P e Zn (aos 120 DAS), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

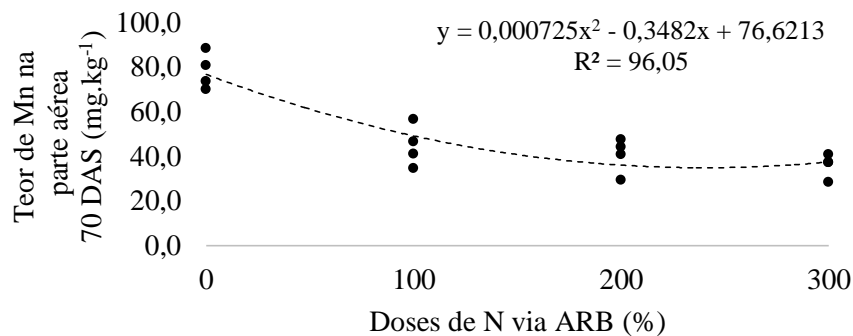
Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
Cu_70_DAS	5,49125	0,0000	-0,0032	0,013			91,64
N_70_DAS	2,70603	0,0000	0,0022	0,0057			91,66
Fe_70_DAS	112,666	0,0000	0,46541	0,0042	-0,001179	0,0161	89,56
Mn_70_DAS	76,6213	0,0000	-0,3482	0,0001	0,000725	0,0029	96,05
N_120_DAS	1,4924	0,0000	0,00379	0,0083			92,13
P_120_DAS	0,28144	0,0001	0,00199	0,0291	-0,000004	0,1186	91,43
Zn_120_DAS	28,0925	0,0001	0,1878	0,0278	-0,000426	0,1008	95,26

Na Figura 30(A e B), são apresentadas a dispersão dos teores de N ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ), aos 70 e 120 DAS, respectivamente. Nota-se a partir destas, que em ambos os períodos os teores acumulados foram crescentes, e cujos modelos ajustados (Tabela 51) foram linear. Observa-se, no entanto, que aos 70 DAS a concentração de N foi maior nos tratamentos, quando comparado com os mesmos aos 120 DAS. Possivelmente, esta diferença de concentração se deve ao efeito de diluição, que de acordo com Kaseker et al. (2014), ocorre na medida em que ocorreu acúmulo de massa seca, devido a relação com sua concentração na biomassa, e ainda, a translocação de N da parte aérea para as raízes que ocorre, principalmente cessado a aplicação de água e nutrientes a cultura, já a partir do segundo terço do ciclo de cultivo.

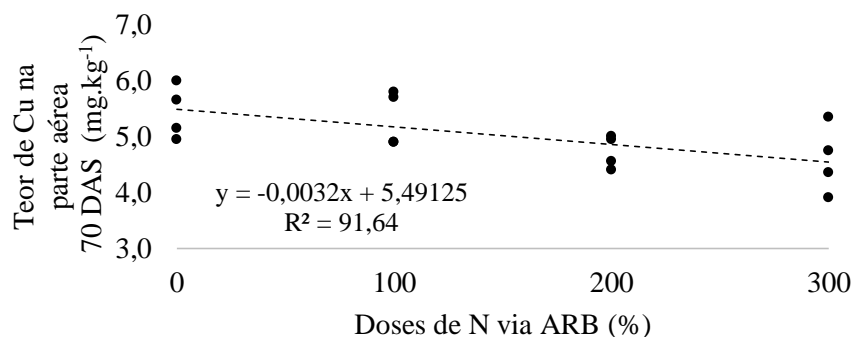


**Figura 28** - Variabilidade dos teores acumulados de N ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) na parte aérea (PA) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

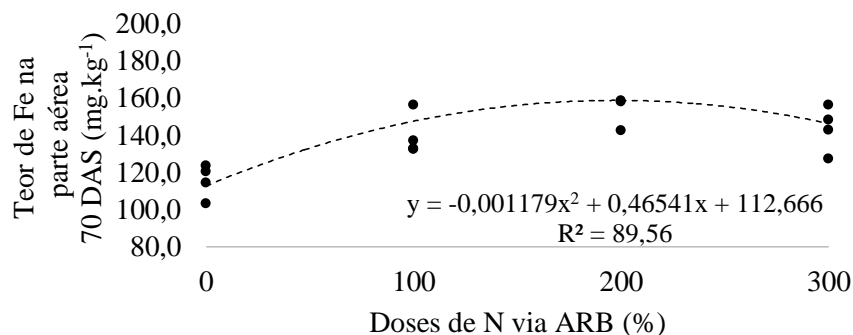
Na Figura 31(A, B e C), são apresentados os resultados dos teores de Mn, Cu e Fe (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea da cenoura aos 70 DAS. Pode-se observar que em sentido contrário ao acúmulo de N, os teores de Mn e Cu decresceram da menor para maior dose de N (%) aplicados, sendo que para o Mn este decréscimo foi mais acentuado entre a dose de 0% N (78,10 mg.kg<sup>-1</sup>) e 100% N (35,93 mg.kg<sup>-1</sup>), enquanto que para o Cu a maior diferença proporcionada pelos tratamentos ocorreu entre 100 e 200% N, respectivamente entre 5,33 e 4,73 mg.kg<sup>-1</sup>. Ainda com relação a dispersão dos valores obtidos para o Mn aos 70 DAS, a partir do modelo ajustado determinou-se que o mínimo acúmulo seria de 34,81 mg.kg<sup>-1</sup> respectivamente a dose de 240,14% de N via ARB.



A



B



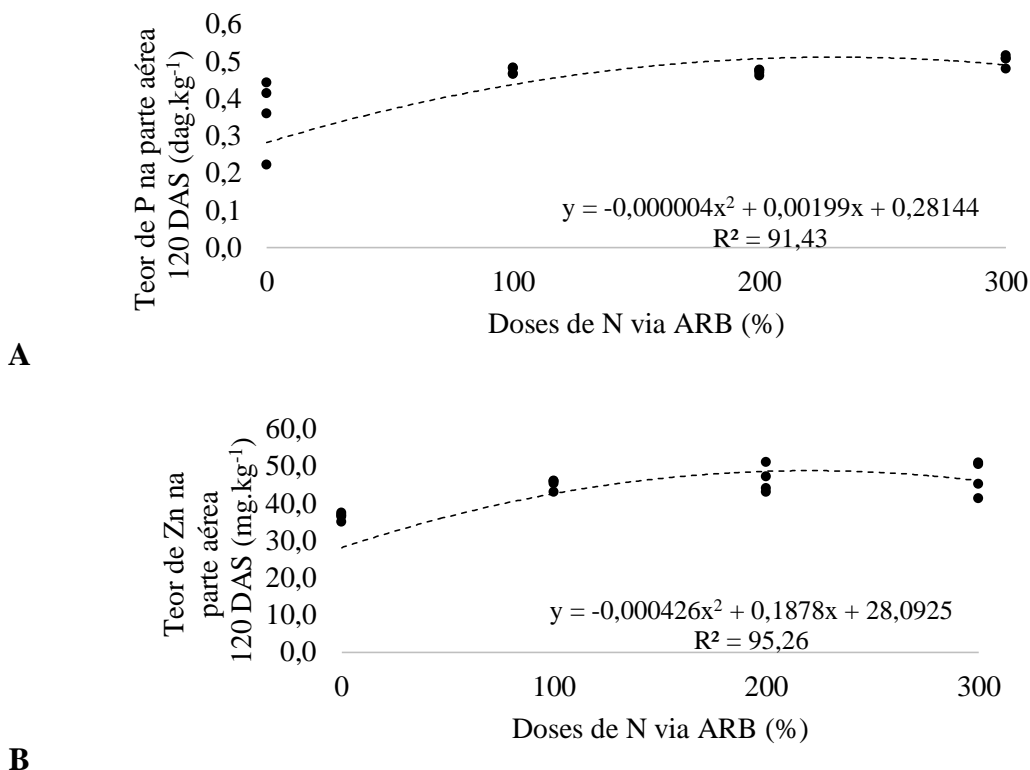
C

**Figura 29** - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea (PA) da cenoura: (A) de Mn aos 70 DAS (mg.kg<sup>-1</sup>); (B) de Cu aos 70 DAS (mg.kg<sup>-1</sup>); (C) de Fe aos 70 DAS (mg.kg<sup>-1</sup>), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Analisando-se a dispersão dos resultados dos teores de Fe na parte aérea da cenoura (Figura 31C), nota-se que a dose de 200% N, proporcionou o maior acúmulo deste, e ainda

que, dentre os micronutrientes analisados foi o de teores mais elevados. O máximo teor de Fe na PA aos 70 DAS foi de 158,60 mg.kg<sup>-1</sup> para dose de 197,37% de N via ARB estimado pelo modelo polinomial ajustado.

Na Figura 32(A e B), são apresentados os teores de P (dag.kg<sup>-1</sup>) e Zn (mg.kg<sup>-1</sup>) na parte aérea da cenoura acumulados até os 120 DAS.



**Figura 30** - Variabilidade dos teores acumulados na parte aérea (PA) da cenoura: (A) de P aos 120 DAS (dag.kg<sup>-1</sup>); (B) de Zn aos 120 DAS (mg.kg<sup>-1</sup>), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Nota-se a partir da análise das Figuras 32(A e B), que ambos os nutrientes (P e Zn) avaliados apresentaram resultado crescente em função do aumento das doses de N (%) aplicadas, entretanto, o com base no modelo para resposta da acúmulo em função da aplicação da ARB, estimou-se o máximo teor P na PA aos 120 DAS de 0,529 dag.kg<sup>-1</sup> para dose de 248,75% da ARB; de maneira semelhante o máximo teor de Zn estimado de 48,79 mg.kg<sup>-1</sup> para dose de ARB equivalente a 220,42% de N.

Destaca-se, no entanto, a elevada variação dos resultados de teores de P no tratamento 0% N, e ainda que se avaliados os resultados deste nutriente na Tabela 48, apenas no tratamento sem aplicação da ARB o resultado médio inicial (70 DAS) foi superior ao final (120 DAS), diferente do observado para o N, em que para todos os tratamentos os teores iniciais foram superiores aos finais.

Para a dispersão dos resultados do monitoramento do Zn na parte aérea da cenoura, observa-se como discutido, que o mesmo foi crescente com o aumento das doses aplicadas (36,40 a 46,86 mg.kg<sup>-1</sup>), no entanto entre as doses de 200 e 300% N a diferença foi a menor, aumentando de (46,23 a 46,86 mg.kg<sup>-1</sup>).

No trabalho conduzido por Santos et al. (2011), em que avaliaram o desempenho da cultivar Brasília, sob diferentes coberturas mortas em sistema orgânico, e onde concluíram

que a cenoura apresentou desenvolvimento satisfatório, os teores de nutrientes, por ocasião da colheita, na parte aérea das plantas variou de 1,433 a 2,283 dag.kg<sup>-1</sup> para o N, de 0,211 a 0,263 dag.kg<sup>-1</sup> para o P, de 2,363 a 2,504 dag.kg<sup>-1</sup> para o K, de 1,655 a 1,985 dag.kg<sup>-1</sup> para o Ca e de 0,180 a 0,184 dag.kg<sup>-1</sup> para o Mg. Comparando-se estas faixas com as obtidas no presente estudo, nota-se que apenas os teores de K foram semelhantes, enquanto que para os demais nutrientes, no presente estudo a mesma cultivar acumulou mais na parte aérea.

Ao investigarem a demanda de nutrientes por distintos cultivares de cenoura, Aquino et al. (2015) conduziram três experimentos, em que utilizaram dez cultivares de verão semeadas no verão, e no período de transição verão-inverno testaram cultivares de inverno e cultivares de verão. A partir dos resultados obtidos, os autores concluíram que a exportação de nutrientes é diretamente influenciada pela época do ano e do cultivar adotada. Dentre os valores apresentados, para os teores na parte aérea (dag.kg<sup>-1</sup>), nas plantas mais adaptadas ao inverno, semeadas no período de transição, para N (0,63 a 2,53), para P (0,082 a 0,11), para o K (4,9 a 6,15), para o Ca (2,32 a 4,38) e para o Mg (0,12 a 0,24). Vale ressaltar, em relação a exportação de P pelas plantas, esta foi bem inferior a dose aplicada e, portanto, de acordo com os autores deve ter proporcionado incremento nos níveis originais no solo.

Assunção et al. (2016) ao avaliarem seis combinações de fertilizantes, em função da recomendação do adubo (100-500-450) de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O, em uma cultivar semeada no verão e outra semeada no inverno, apresentaram respectivamente para as cultivares em média de N 2,46 e 2,12 dag.kg<sup>-1</sup>, de P 0,21 e 0,30 dag.kg<sup>-1</sup> e de K 6,14 e 7,42 dag.kg<sup>-1</sup>.

Gonçalves et al. (2017), investigando por meio do sistema integrado de diagnose e recomendação (DRIS) em diferentes estágios fenológicos, apresentaram como conteúdo ótimo de nutrientes por ocasião da colheita da cenoura: N (2,08 dag.kg<sup>-1</sup>), P (0,16 dag.kg<sup>-1</sup>), K (5,06 dag.kg<sup>-1</sup>), Ca (2,71 dag.kg<sup>-1</sup>), Mg (0,35dag.kg<sup>-1</sup>), B (55,6 mg.kg<sup>-1</sup>), Cu (81,0 mg.kg<sup>-1</sup>), Mn (67,3 mg.kg<sup>-1</sup>) e Zn (42,0 mg.kg<sup>-1</sup>). A partir destes resultados, observa-se que comparado ao do presente estudo, para os teores de N, Ca Mg e Zn estiveram próximos ao considerado ótimo por ocasião da colheita; quanto ao teor de P esteve muito superior; e com relação ao B, Cu e Mn inferior ao considerado pelos referidos autores como adequado.

### 5.3.2 Raiz

Na Tabela 52 e Tabela 53, são apresentados os teores de nutrientes N, P, K, Ca e Mg (dag.kg<sup>-1</sup>), e Cu, Fe, Zn, Mn e B (mg.kg<sup>-1</sup>) na raiz da cenoura submetida as distintas lâminas de ARB, respectivamente aos 70 e 120 DAS, determinadas em função da dose de N (%) a ser aplicada ao longo do ciclo de cultivo.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 52 e Tabela 53, nota-se que dentre os nutrientes avaliados o K foi o que se apresentou em maiores concentrações entre os tratamentos aplicados, e cujos teores foram crescentes tanto aos 70 DAS quanto aos 120 DAS, variando respectivamente de 1,738 a 2,383 (dag.kg<sup>-1</sup>) e de 2,451 a 3,283 (dag.kg<sup>-1</sup>).

Para os teores de N (dag.kg<sup>-1</sup>) acumulado nas raízes, observa-se que diferentemente da parte aérea, nestas os teores aumentaram dos 70 aos 120 DAS, este aumento nas concentrações, conforme discutido a respeito dos mesmos na parte aérea, podem ter sido translocados para as raízes a partir de cessada a irrigação e fertirrigação, período em que ocorre o maior acúmulo nas mesmas; e que de acordo com Cecílio Filho e Peixoto (2013), entre os 90 e 120 DAS é o período em que ocorre a maior redistribuição dos níveis de N da parte aérea para as raízes.

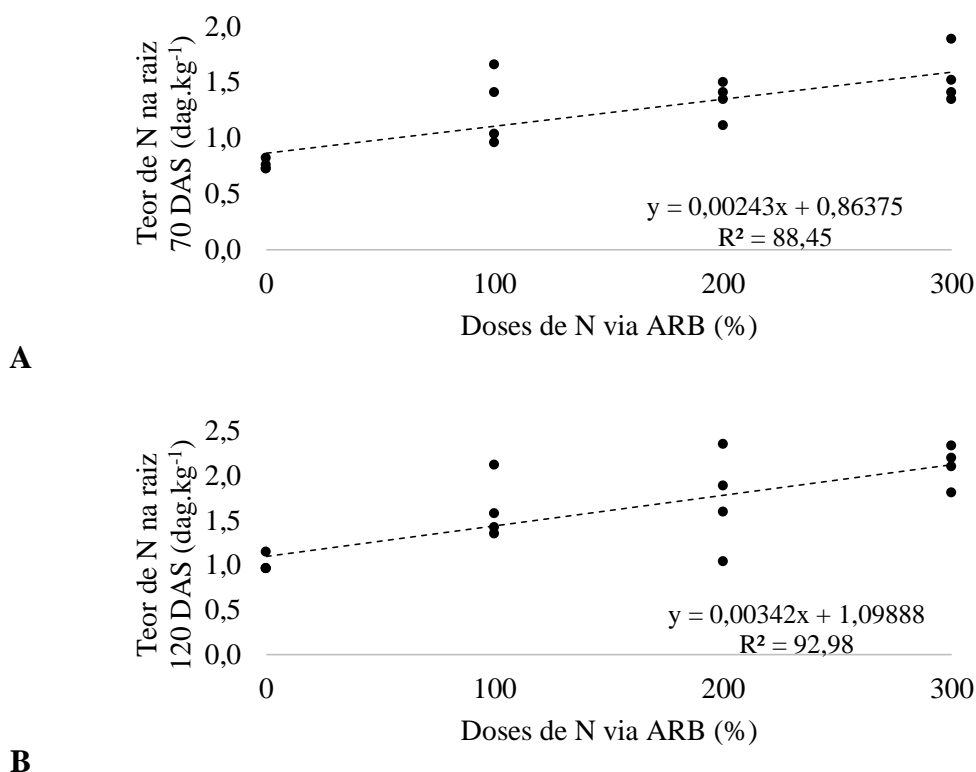
**Tabela 52** - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) nas raízes (R) da cenoura, aos 70 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Períodos (DAS)	N	P	K	Ca	Mg
		$(\text{dag.kg}^{-1})$				
0	70	0,757	0,279	1,738	0,354	0,128
100	70	1,264	0,407	2,248	0,401	0,150
200	70	1,341	0,423	2,173	0,393	0,137
300	70	1,538	0,434	2,383	0,407	0,163
Doses de N (%)	Períodos (DAS)	Cu	Fe	Zn	Mn	B
		$(\text{mg.kg}^{-1})$				
0	70	3,58	103,43	19,66	16,65	16,20
100	70	3,70	139,40	27,30	14,36	23,08
200	70	3,39	194,95	26,48	15,18	19,36
300	70	3,95	279,44	30,15	19,25	22,58

**Tabela 53** - Valores médios dos teores de N, P, K, Ca e Mg ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) e Cu, Fe, Zn, Mn e B ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) nas raízes (R) da cenoura, aos 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA, para fornecimento de diferentes doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Períodos (DAS)	N	P	K	Ca	Mg
		$(\text{dag.kg}^{-1})$				
0	120	1,005	0,381	2,451	0,392	0,151
100	120	1,615	0,526	2,068	0,431	0,166
200	120	1,716	0,604	1,941	0,452	0,166
300	120	2,110	0,643	3,283	0,461	0,188
Doses de N (%)	Períodos (DAS)	Cu	Fe	Zn	Mn	B
		$(\text{mg.kg}^{-1})$				
0	120	4,08	36,23	30,26	9,11	23,72
100	120	3,68	83,38	31,40	13,35	24,63
200	120	3,55	39,63	32,74	9,61	24,82
300	120	3,56	30,15	26,28	14,24	22,84

Por meio da Tabela 54 e Tabela 55, em que são apresentados, respectivamente os resultados da ANOVA e regressão conclui-se que esta diferenciação foi crescente e significativa com o aumento das doses, e neste sentido são apresentados na Figura 33(A e B), a dispersão dos teores de N na raiz da cenoura aos 70 e 120 DAS.



**Figura 31** - Variabilidade dos teores acumulados de N (dag.kg<sup>-1</sup>) nas raízes (R) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Pode-se observar que independentemente do efeito proporcionado pelo ganho de massa seca, os teores de N aos 120 DAS foram superiores aos observados aos 70 DAS. Sendo este resultado diferente do observado por Kaseker et al. (2014), em que assim como o discutido para o teor deste nutriente na parte aérea, avaliaram o efeito de diluição atribuído ao ganho de massa seca, neste sentido, pode-se inferir que no presente estudo, as plantas foram eficientes na redistribuição do N da parte aérea para as raízes.

Smolén & Sady (2009) sugerem que que indiretamente o aumento da concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aumentará a absorção de K assim como deverá aumentar a absorção de Na. Ainda de acordo com os autores a concentração de Na nas raízes da cenoura é aproximadamente equivalente a concentração de Ca, e que a mesma é superior a 2,6 vezes a concentração de Mg.

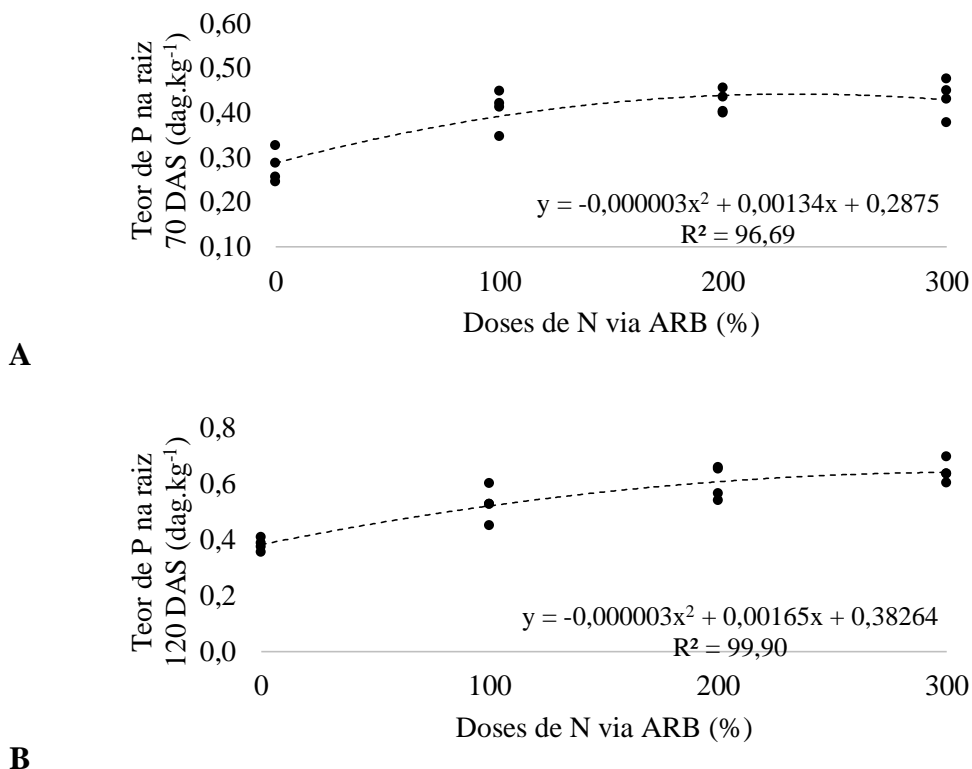
Gajewski et al. (2010) consideram ainda, que seja fornecida a menor quantidade de adubo nitrogenado possível, visto que em virtude de acúmulo de nitrato nas raízes o conseqüente risco a saúde pública, portanto, recomendando que as doses de adubação estejam entre 80 e 140 kg.ha<sup>-1</sup>.

Analisando-se os teores de P, Ca e Mg (dag.kg<sup>-1</sup>), é observado aumento dos teores entre os 70 e 120 DAS. Destes, de acordo com a Tabela 54, para os teores de P, os resultados da ANOVA foram significativos e proporcionaram ajuste de modelo de regressão para o acúmulo de P em função da lâmina de ARB aplicada para os dois períodos avaliados. Enquanto que para Ca e Mg, a ANOVA confirmou o efeito significativo, com ajuste de modelo de regressão por efeito das doses nos teores acumulados apenas aos 120 DAS.

De acordo com os resultados apresentados por Kwiatkowski et al. (2015), ao testarem o uso de bioestimulante aplicado via foliar, comentaram que o mesmo não influenciou na absorção de N, P e K, e que os teores destes nas raízes foram equivalentes ao

tratamento testemunha (sem bioestimulante), no entanto o uso deste favoreceu a redução no conteúdo de  $\text{NO}_3^-$  nas raízes, e que o conteúdo de Ca decresceu e o de Mg aumentou.

Por meio da Figura 34(A e B), onde são apresentadas a dispersões dos teores de P ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) acumulado na raiz da cenoura aos 70 e 120 DAS, observa-se que para as doses entre 100 e 300% N, o incremento nos teores foi mais pronunciado aos 120 DAS se comparado com 70 DAS, sendo estes respectivamente de 0,407 a 0,434 e 0,526 a 0,643; e a partir dos modelos ajustados para o P aos 70 e 120 DAS, os teores máximos estimados foram de 0,437 e 0,610  $\text{dag.kg}^{-1}$ , respectivamente às doses de 223,33 e 275,0 % de N via ARB. De acordo com Gonçalves et al. (2017) no período de colheita, cerca de 86% do P absorvido pela cenoura encontra-se acumulado nas raízes.



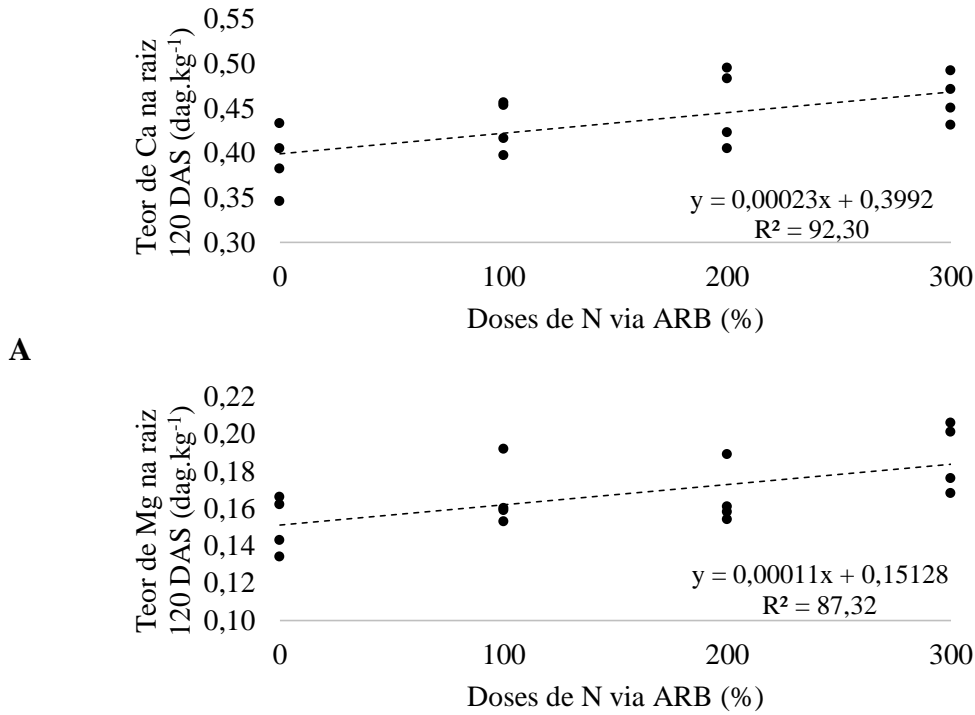
**Figura 32** - Variabilidade dos teores acumulados de P ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) nas raízes (R) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Na Figura 35(A e B), é apresentada a dispersão dos dados médios obtidos no monitoramento dos teores de Ca e Mg ( $\text{dag.kg}^{-1}$ ) aos 120 DAS. Embora para estes parâmetros a ANOVA tenha apresentado diferenciação significativa com ajuste de modelo linear de regressão, dispostos respectivamente na Tabela 54 e Tabela 55, para o Ca a diferença entre o teor mínimo (0% N) e máximo (300% N) foi de 0,069  $\text{dag.kg}^{-1}$  e para o Mg a mesma foi de 0,037  $\text{dag.kg}^{-1}$ .

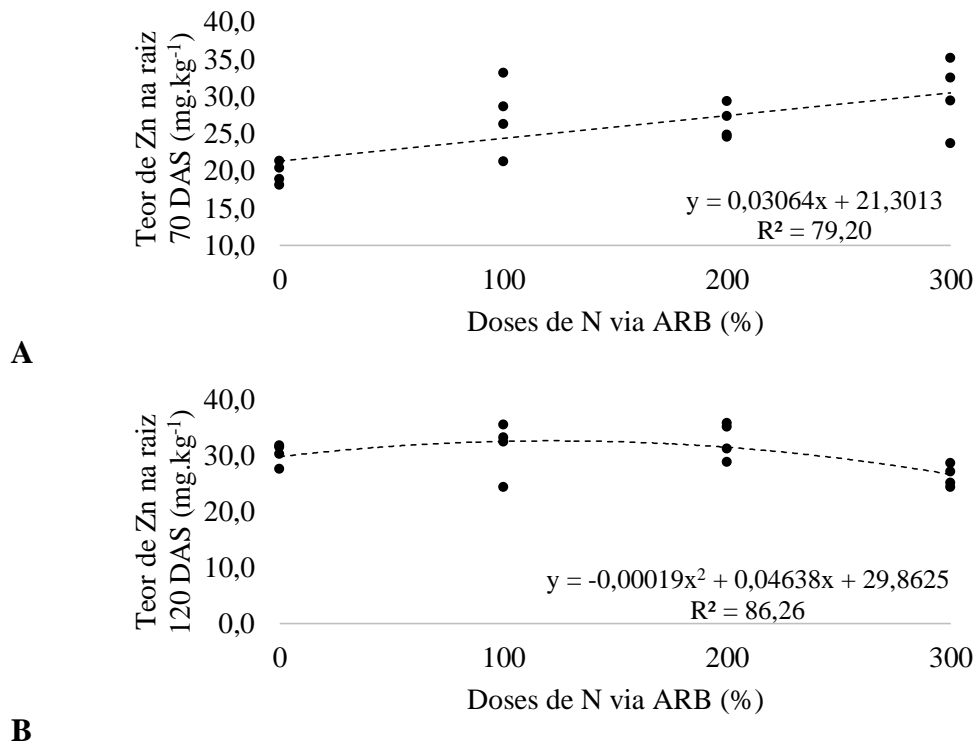
A análise dos dados relativos aos teores de Zn ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), apresentadas de forma gráfica na Figura 36(A e B), respectivamente aos períodos monitorados 70 e 120 DAS, e no qual os valores médios foram apresentados na Tabela 52 e Tabela 53, diferiram em comportamento entre os períodos analisados, de forma que na primeira avaliação o modelo (Tabela 55) de regressão ajustado foi crescente em função das doses aplicadas, ao passo que no final do ciclo (120 DAS) o modelo ajustado (Tabela 55) foi quadrático com inflexão da curva a partir da dose de 200% N, sendo o máximo teor determinado a partir do modelo 32,69  $\text{mg.kg}^{-1}$  em resposta à dose de 122,05% de N via ARB. Destaca-se ainda que aos 120 DAS, o



teor deste micronutriente na raiz da cenoura para maior lâmina de ARB, foi inferior a menor, sendo estes 26,28 e 30,26 mg.kg<sup>-1</sup>.



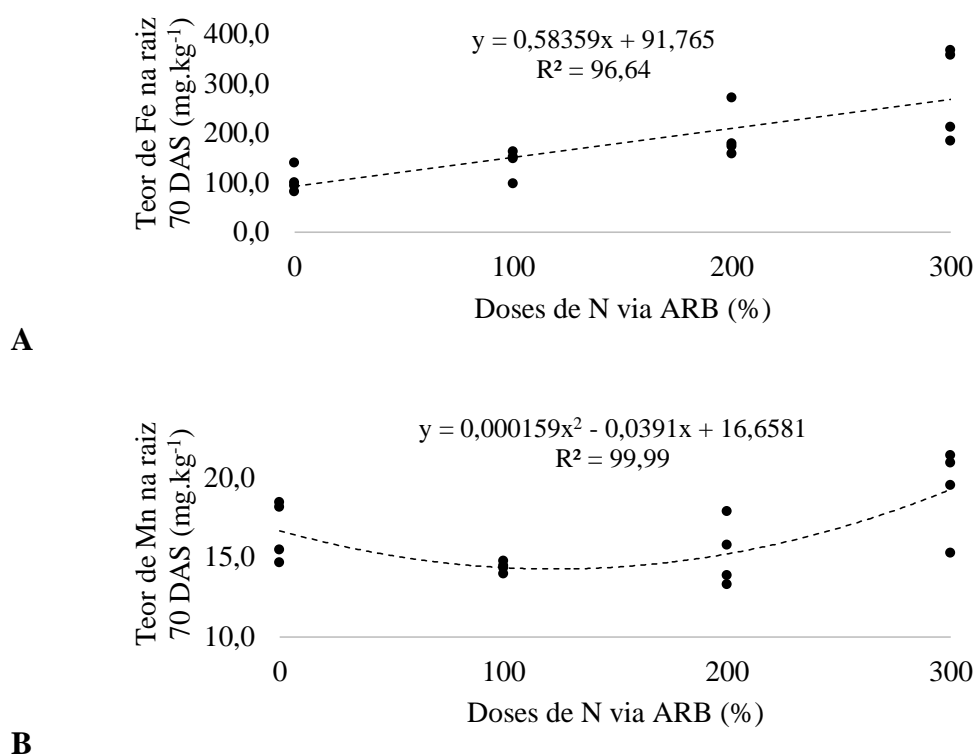
**Figura 33** - Variabilidade dos teores acumulados nas raízes (R) da cenoura: (A) de Ca aos 120 DAS (dag.kg<sup>-1</sup>); e (B) de Mg aos 120 DAS (dag.kg<sup>-1</sup>), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.



**Figura 34** - Variabilidade dos teores acumulados de Zn (mg.kg<sup>-1</sup>) nas raízes (R) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Investigando-se os dados relativos aos teores de Fe e Mn ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) nos dois períodos avaliados, cujos valores médios foram expostos respectivamente aos períodos amostrados, na Tabela 52 e Tabela 53, e Figura 37(A e B), nota-se que estes ao contrário dos demais nutrientes monitorados no crescimento das raízes da cenoura foram os que apresentaram-se em maior teor aos 70 DAS, enquanto que os demais o foram aos 120 DAS.

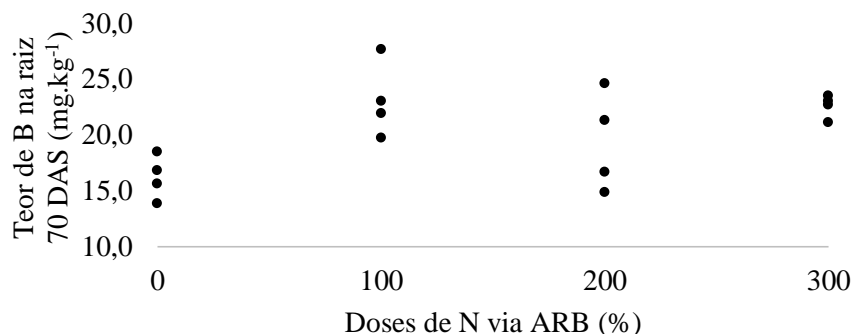
Para o Fe, cuja ANOVA (Tabela 54) foi significativa para o efeito das doses no acúmulo deste na raiz, com modelo de regressão ajustado linear (Tabela 55) aos 70 DAS, observa-se que este foi o micronutriente em maior concentração ( $103,43$  a  $279,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) dentre os avaliados, fato este semelhante ao da parte aérea das plantas, entretanto aos 120 DAS os teores do mesmo apresentaram um decréscimo considerável, variando de  $30,15$  a  $83,38 \text{ mg.kg}^{-1}$ , podendo ser este devido ao efeito proporcionado pelo ganho de massa seca pelas raízes, e assim como destacado em relação a diferenciação observada para os teores de N nos períodos, pode estar associado ao efeito de diluição.



**Figura 35** - Variabilidade dos teores acumulados nas raízes (R) da cenoura: (A) de Fe aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ); e (B) de Mn aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

Analisando-se os teores médios de Mn obtidos pelo monitoramento das raízes da cenoura (Tabela 52 e Tabela 53), além da diferença dos mesmos aos 70 e 120 DAS, como discutido acima para outros nutrientes, no qual ao final do ciclo estiveram em menores concentrações, observa-se por meio da Tabela 54, que apenas para o primeiro período (70 DAS) a ANOVA determinou como significativo o efeito das doses aplicadas em função das doses de ARB (N%), e que o modelo de regressão ajustado (Tabela 55) foi quadrático com menor valor médio ( $14,36 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) obtido para o tratamento cuja dose foi de 100% N. Desta forma o mínimo teor de Mn aos 70DAS estimado para dose de 122,96% da ARB foi de  $14,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

Na Figura 38, apresenta-se a dispersão dos dados obtidos a partir do monitoramento dos teores de B ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) acumulados nas raízes da cenoura aos 70 DAS, nota-se a partir desta o comportamento das plantas em extrair este nutriente, com valor médio mínimo em 0% ( $16,20 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e médio máximo em 300% ( $22,58 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) tendendo ao aumento pelo aumento das doses, foi considerado significativo o efeito das doses de N(%) pela ANOVA (Tabela 54), no entanto sem ajuste de modelo de resposta das doses de ARB aplicadas.



**Figura 36** - Variabilidade dos teores acumulados nas raízes (R) da cenoura de B aos 70 DAS ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ), após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%) via ARB tratada na UPT do SIPA.

**Tabela 54** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), nos teores de nutrientes nas raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA			Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr>Fc	CV(%)		Fc	Pr>Fc	CV(%)
N_70_DAS	9,207	0,0019	17,87	N_120_DAS	6,946	0,0058	21,54
P_70_DAS	14,076	0,0003	9,76	P_120_DAS	4,376	0,0267	23,95
K_70_DAS	1,089	0,3911	25,03	K_120_DAS	1,579	0,2458	39,54
Ca_70_DAS	2,389	0,1198	7,35	Ca_120_DAS	22,725	0,0000	9,00
Mg_70_DAS	2,412	0,1175	13,99	Mg_120_DAS	3,177	0,0634	10,08
Cu_70_DAS	1,301	0,3193	11,33	Cu_120_DAS	2,268	0,1329	8,80
Fe_70_DAS	7,086	0,0054	32,11	Fe_120_DAS	1,286	0,3237	90,66
Zn_70_DAS	5,666	0,0118	14,42	Zn_120_DAS	2,948	0,0758	10,76
Mn_70_DAS	4,7	0,0215	12,11	Mn_120_DAS	2,566	0,1033	27,95
B_70_DAS	4,588	0,0232	14,70	B_120_DAS	0,383	0,7669	12,25

**Tabela 55** - Resultados da análise de regressão para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), nas raízes (R) da cenoura, para os teores, de N, Zn, P, Mn, Fe e B (aos 70 DAS), e de N, P, Ca Mg e Zn (aos 120 DAS), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
P_70_DAS	0,2875	0,0000	0,00134	0,0007	-0,000003	0,0102	96,69
N_70_DAS	0,86375	0,0000	0,00243	0,0003			88,45
Fe_70_DAS	91,765	0,0025	0,58359	0,0007			96,64
Mn_70_DAS	16,6581	0,0000	-0,0391	0,0268	0,000159	0,0075	99,99
Zn_70_DAS	21,3013	0,0000	0,03064	0,0032			79,20
Zn_120_DAS	29,8625	0,0000	0,04638	0,0928	-0,00019	0,0372	86,26
N_120_DAS	1,09888	0,0000	0,00342	0,0009			92,98
P_120_DAS	0,38264	0,0000	0,00165	0,0009	-0,000003	0,0507	99,90
Ca_120_DAS	0,3992	0,0000	0,00023	0,0121			92,30
Mg_120_DAS	0,15128	0,0000	0,00011	0,0137			87,32

Santos et al. (2011) em trabalho desenvolvido no SIPA, em que foram avaliados o desempenho da cultivar Brasília, sob manejo orgânico com diferentes coberturas vegetais mortas, apresentaram os teores de nutrientes nas raízes com variação de 1,28 a 2,16 dag.kg<sup>-1</sup> para N, 0,266 a 0,28 dag.kg<sup>-1</sup> para P, 3,095 a 3,72 dag.kg<sup>-1</sup> para K, 0,343 a 0,444 dag.kg<sup>-1</sup> para Ca e 0,159 a 0,165 dag.kg<sup>-1</sup> para Mg. Destes resultados, comparados com os obtidos no presente estudo pela aplicação de distintas doses de ARB, observa-se que os níveis de N, Ca e Mg estiveram dentro da faixa apresentada, enquanto que o P na cenoura sob aplicação da ARB foi superior e o K inferior; e com relação a este último, como no presente estudo as plantas permaneceram no campo por cerca de 25 dias a mais, é possível que a cultura o tenha consumido, e que a quantidade de K fornecida via coberturas mortas, assim como a fornecida via esterco tenha sido superior ao aportado pela ARB no presente estudo.

De acordo com os resultados apresentados por Aquino et al. (2015), ao avaliarem a demanda nutricional de distintas cultivares em variadas épocas de cultivo, o conteúdo médio de nutrientes adequado, nas cultivares de inverno testadas na época de transição, foi para N, P, K, Ca, Mg em (dag.kg<sup>-1</sup>) e para B, Cu, Fe, Mn e Zn em (mg.kg<sup>-1</sup>), respectivamente: 1,36; 0,43; 4,69; 0,078; e 0,109, e 29,4; 2,56; 33,6; 3,7; e 16,7.

Na pesquisa de Assunção et al. (2016), para a cultivar de verão a média do conteúdo de nutrientes nas raízes em dag.kg<sup>-1</sup> foi de 1,15, 0,37 e 4,61 respectivamente para N, P e K, enquanto que para cultivar de inverno os mesmos foram de 1,5, 0,5 e 6,66; comprovando a maior eficiência das plantas na época de temperaturas mais amenas. Nota-se que destes valores apresentados o teor de K, nos dois períodos avaliados foram superiores ao obtido no presente estudo; e vale ressaltar que, conforme discutido, este é considerado o nutriente de maior demanda pela cultura da cenoura.

#### 5.4 Produtividade

Levando-se em consideração o potencial de utilização da cenoura, tanto da raiz quanto da parte aérea das plantas, assim como os parâmetros de crescimento, a produtividade será avaliada em separado, de forma que seja possível analisar o potencial do recurso tanto para o consumo das raízes ‘in natura’, quanto para utilização da parte aérea para alimentação animal.

### 5.4.1 Parte aérea

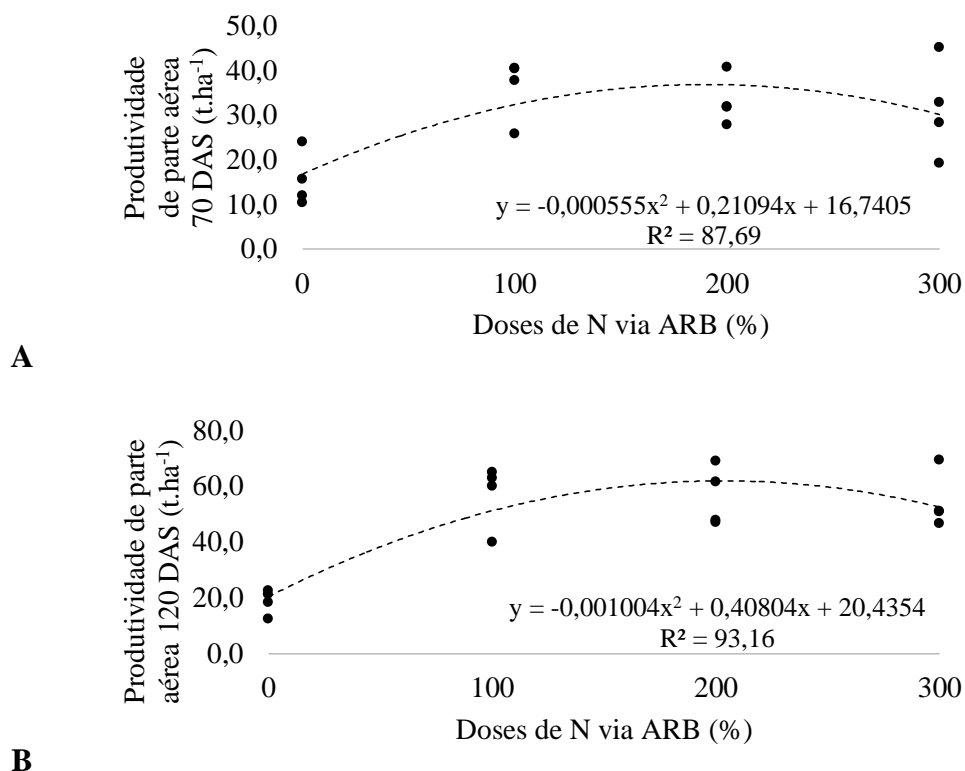
Na Tabela 56, são apresentados os valores médios de produtividade da parte aérea da cenoura, aos 70 e 120 DAS, cultivada sob aplicação de ARB, cujas doses foram determinadas em função da N(%).

**Tabela 56** - Valores médios de produtividade estimados ( $t \cdot ha^{-1}$ ) para parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Doses de N (%)	Produtividade ( $t \cdot ha^{-1}$ )	
	70 DAS	120 DAS
0	15,49	18,55
100	36,03	56,87
200	32,98	56,21
300	31,31	54,37

Observa-se a partir da Tabela 56, que entre os 70 e 120 DAS, os tratamentos aplicados ao cultivo (0, 100, 200 e 300 %N) proporcionaram um incremento aproximado de produtividade de respectivamente, 3, 20, 24 e 23  $t \cdot ha^{-1}$ .

A Figura 39(A e B), apresenta-se a variabilidade dos dados estimados de produtividade ( $t \cdot ha^{-1}$ ) a partir dos resultados obtidos de MV da parte aérea para as distintas doses N(%) aplicadas via ARB.



**Figura 37** - Variabilidade da produtividade estimada ( $t \cdot ha^{-1}$ ) para parte aérea (PA) da cenoura: (A) aos 70 DAS; e (B) aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), via ARB tratada na UPT do SIPA.

Analisando-se a Figura 39(A e B) , nota-se que apesar dos valores médios obtidos pelo monitoramento, aos 70 DAS o tratamento com 300% N apresentou dispersão dos dados com valores máximos superiores aos valores do tratamento 100% N, sendo este último o com a maior média nas parcelas.

E, de acordo com os resultados da ANOVA para efeito das doses de N (%) aplicados via ARB nos períodos avaliados (70 e 120 DAS), expostos na Tabela 57, e cujos modelos de regressão foram ajustados e apresentados na Tabela 58, em ambos os períodos para modelo quadrático, nota-se que o maior valor foi obtido para dose de 100% N, sendo 36,03 e 56,87 t.ha<sup>-1</sup> para 70 e 120 DAS, decrescendo para doses superiores, e ainda a menor produtividade ocorreu para o tratamento 0% N, neste sendo de 15,49 e 18,55 t.ha<sup>-1</sup> para os mesmos períodos. E a partir do modelo ajustado, aos 70DAS a máxima produtividade de PA foi de 36,78 t.ha<sup>-1</sup> para dose de 190,04% de N via ARB, enquanto aos 120DAS estimou-se o máximo de 61,89 t.ha<sup>-1</sup> para 203,21% de N via ARB.

**Tabela 57** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr>Fc	CV (%)
PROD_70_DAS	5,82	0,0108	26,30
PROD_120_DAS	15,02	0,0002	20,72

**Tabela 58** - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de parte aérea (PA) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
PROD_70_DAS	16,7405	0,0007	0,21094	0,0041	-0,000555	0,0129	87,69
PROD_120_DAS	20,4354	0,0009	0,40804	0,0002	-0,001004	0,0013	93,16

Zárate et al. (2006), cujo trabalho teve por objetivo avaliar a produtividade do Taro ‘chinês’ e cenoura cv. Brasília, em cultivo solteiro e consorciado, apresentou o resultado de produtividade da parte aérea da cenoura cuja variação esteve entre 8,6 e 7,66 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Observa-se que no presente estudo as produtividades estimadas foram muito superiores as dos autores em quase 8 vezes, se comparado com o máximo obtido (dose de 100% N).

#### 5.4.2 Raiz

São apresentados na Tabela 59, os resultados da produtividade (t.ha<sup>-1</sup>) estimada para as raízes da cenoura, cultivada sob distintas lâminas de ARB, definidas com base na dose de N(%).

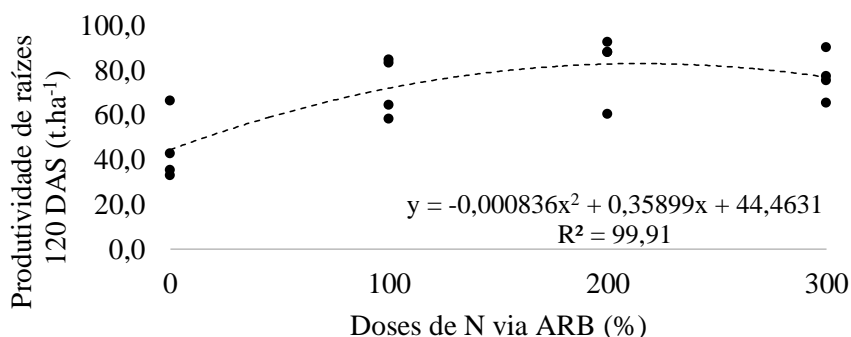
Observa-se a partir da Tabela 59, que aos 70 DAS a produtividade foi crescente até a dose de 100% N, alcançando neste o máximo de 42,34 t.ha<sup>-1</sup> e mínimo de 28,83 t.ha<sup>-1</sup> respectivamente para dose de 0% N. Enquanto que aos 120 DAS a máxima produtividade de raízes foi de 82,22 t.ha<sup>-1</sup> alcançada para dose equivalente a 200% N, e mínima de 44,26 t.ha<sup>-1</sup> também para menor dose, equivalente a de 0% do N.

**Tabela 59** - Valores médios de produtividade estimados ( $t\cdot ha^{-1}$ ) para as raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Doses de N (%)	Produtividade ( $t\cdot ha^{-1}$ )	
	70 DAS	120 DAS
0	28,83	44,26
100	42,34	72,60
200	41,74	82,22
300	33,66	77,10

Pode ser observado ainda, por meio da Figura 40 a variabilidade dos dados estimados de produtividade ( $t\cdot ha^{-1}$ ), avaliados aos 120 DAS a partir da MV das raízes sob as distintas doses N(%) aplicadas via ARB.

Analisando-se ainda os resultados da ANOVA, apresentados na Tabela 60, referente a variabilidade dos dados de produtividade aos 70 e 120 DAS, sob efeito das doses de N (%) aplicados via ARB, constata-se que apenas aos 120 DAS o efeito das doses foi significativo. Concomitantemente, na Tabela 61, os resultados da regressão realizada para o efeito das doses no incremento de produtividade, nota-se que para este período o modelo ajustado foi quadrático, onde representou incremento até 214,71% N com máxima resposta de  $83,0t\cdot ha^{-1}$ .



**Figura 38** - Variabilidade da produtividade estimada ( $t\cdot ha^{-1}$ ) para as raízes (R) da cenoura aos 120 DAS, após o ciclo de cultivo sob aplicação de distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), via ARB tratada na UPT do SIPA.

Vale ressaltar que, apesar de não ter sido significativo a ANOVA para produtividade das raízes aos 70 DAS, com base nos dados médios apresentados na Tabela 59, o máximo ocorreu para dose de 100% N, resultado este semelhante ao obtido pela análise da produtividade estimada para a parte aérea da cenoura, cuja máxima produtividade aos 70 DAS foi obtida para dose de 100% N aplicada.

**Tabela 60** - Resultados da ANOVA (Fc, Pr>Fc e CV) obtidos para o efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	ANOVA		
	Fc	Pr>Fc	CV (%)
PROD_70_DAS	1,719	0,2162	27,24
PROD_120_DAS	6,287	0,0083	19,62

**Tabela 61** - Resultados da análise de regressão por efeito das distintas doses de N (0, 100, 200 e 300%), para produtividade estimada de raízes (R) da cenoura, aos 70 e 120 DAS, obtidos a partir da fertirrigação de ARB tratada na UPT do SIPA.

Parâmetros	REGRESSÃO						
	b0	Pr> t	b1	Pr> t	b2	Pr> t	R <sup>2</sup> (%)
PROD_120_DAS	44,4631	0,0000	0,35899	0,0054	-0,000836	0,0295	99,91

No trabalho de Salgado et al. (2006), em que foram apresentados os resultados de dois anos (1996 e 1997) de cultivo sucessivos, em sistema orgânico no SIPA, em consórcios com alface crespa e com alface lisa e ainda para os mesmos anos o cultivo solteiro, os dados de produtividade da cenoura cv. Brasília foram: 43,5 e 44,5 t.ha<sup>-1</sup>, e 35,9 e 36,8 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente no ano de 1996 consorciado com alface crespa e lisa, e cultivos solteiros; e para o ano de 1997 os mesmos foram: 42,3 e 42 t.ha<sup>-1</sup>, e 42,1 e 45,9 t.ha<sup>-1</sup>. Já no estudo conduzido por Santos et al. (2011), também no SIPA, comparando diferentes coberturas mortas, no cultivo orgânico da cv. Brasília, no período de agosto a novembro de 2006, alcançaram média de produtividade variando de 29,48 até 36,64 t.ha<sup>-1</sup>.

Dos resultados apresentados pelos referidos autores, nota-se que no presente estudo a produtividade estimada para as plantas que não receberam a ARB foram equivalentes, no entanto a partir da aplicação deste efluente proporcionou-se ao cultivo aumento de quase 40t.ha<sup>-1</sup> de raízes comerciais. Este resultado pode estar relacionado com a quantidade de nutrientes fornecidos as plantas, a forma de parcelamento dos mesmos, diminuindo as perdas ou aumentando o aproveitamento destes.

Carvalho et al. (2016), ao testarem diferentes déficits de água, com reposição via gotejamento no cultivo da cv. Brasília instalado no SIPA, cuja adubação foi realizada apenas com esterco bovino (3t.ha<sup>-1</sup>); no ano de 2010 tendo sido semeado em julho, a variação de produtividade total foi de 30,7 a 62,7 t.ha<sup>-1</sup>, muito semelhante ao obtido em 2011, semeado em agosto, em que a mesma variou de 31,7 a 62,8 t.ha<sup>-1</sup>.

Carvalho et al. (2005), ao compararem a produtividade de distintas cultivares de cenoura, nas condições de Brasília, no período de 11/2002 a 02/2003, conduzidas em sistema de manejo orgânico e convencional, alcançaram para as do tipo Brasília respectivamente, 12,45 a 16,61 t.ha<sup>-1</sup>, e 14,25 a 23,78 t.ha<sup>-1</sup>.

Lopes et al. (2008), avaliando o efeito do espaçamento e das cultivares de cenoura nas condições de Mossoró/RN, para a cultivar Brasília obtiveram produtividade total de 39,13 t.ha<sup>-1</sup>, e para o espaçamento de 0,20x0,04 m alcançaram 40,14 t.ha<sup>-1</sup>.

Luz et al. (2009), ao compararem o desempenho da cv. Alvorada com outras cultivares em condições de verão e outono-inverno, apresentaram os resultados obtidos para três cultivares do grupo ‘Brasília’, onde no período de verão respectivamente para produtividade total e comercial variaram de 27,53 a 34,8, e 8,26 a 9,82 (t.ha<sup>-1</sup>), enquanto que para o período de outono-inverno os mesmos estiveram entre 34,0 a 37,85, e 26,25 a 28,69 (t.ha<sup>-1</sup>).

Resende & Braga (2014), pesquisando sobre a produtividade de cultivares e populações de cenoura em sistema orgânico de cultivo, nas condições do Submédio do Vale do São Francisco em Petrolina/PE, no período de junho a setembro de 2008, apresentaram produtividade total e comercial para cv. Brasília de 96,3 e 81,7 t.ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Em experimento em condições semelhantes, Resende et al. (2016) testaram ainda o desempenho da cv. Brasília, em manejo orgânico, no entanto em período de temperaturas elevadas (12/2009 a 03/2010), e neste as produtividades total e comercial estiveram entre 53,5 e 58,6 t.ha<sup>-1</sup>.



E em Assunção et al. (2016), em que foram avaliadas diferentes doses de N- P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-K<sub>2</sub>O, em função da referência 100-500-450 (kg.ha<sup>-1</sup>), para cv. ‘Juliana’ semeada no verão a produtividade média entre os tratamentos foi de 59,1 t.ha<sup>-1</sup>, enquanto para cv. ‘Nayarit’ semeada no inverno, a mesma foi de 69,2 t.ha<sup>-1</sup>.

## 5.5 Contaminação Microbiológica

Os padrões e critérios para análise do aspecto sanitário da cenoura, seguiram a legislação vigente de regulamentação técnica sobre padrões microbiológicos para alimentos, RDC nº12 de 2001 (BRASIL, 2001), e seguem apresentados na Tabela 62.

**Tabela 62** - Parâmetros da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) – RDC nº 12 de 2001, que regulamenta os padrões microbiológicos para alimentos.

Análises	Padrões da legislação
Coliformes termotolerantes	< 3 NMP.g <sup>-1</sup>
Salmonela	Ausência em 25g da amostra

Os resultados das análises microbiológicas das plantas de cenoura (parte aérea e raízes), submetidas as distintas lâminas de ARB proveniente do SIPA (para as amostras de todos os tratamentos), apresentaram ausência de contaminação por *Salmonella* sp., e para coliformes termotolerantes, e, portanto, de acordo com os padrões do Ministério da Agricultura encontram-se abaixo do limite exigido, não representando, nenhum risco de contaminação dos consumidores do produto *in natura*. Este resultado pode estar associado ao período de encerramento da fertirrigação, em 15 dias antecedendo a colheita, bem como ao procedimento de lavagem básica, executado imediatamente após a colheita, recomendado em vários trabalhos, para remoção do excedente de terra (DANTAS et al. 2014; LIMA Jr. et al. 2012; BAUMGARTNER et al. 2007).

De acordo com Fonseca et al. (2000), ao discorrerem sobre a persistência de organismo patogênicos em pastagens fertirrigadas com esgoto doméstico, é esperado que respeitando um período de carência entre a última aplicação do efluente e a colheita, o ambiente/solo seja capaz de controlar a população de microrganismos evitando-se a contaminação.

Em pesquisa conduzida por Mendes et al. (2016), em que avaliaram o uso de efluente sanitário tratado no cultivo de rabanete, encontraram níveis de contaminação nas raízes superiores ao que a legislação vigente (RDC: 12/2001- ANVISA) estabelece. No entanto de acordo com os resultados apresentados, tanto a água de abastecimento, quanto o efluente tratado utilizado, apresentavam os mesmos níveis de coliformes totais e *E.coli*. Para os autores a presença destes níveis nas águas utilizadas, proporcionaram um rápido crescimento dos microrganismos no solo o que levou a contaminação das raízes.

Dantas et al. (2014), em trabalho com objetivo de estudar a viabilidade de uso de efluente sanitário tratado na ETE de Rosa Elze, no município de São Cristovão/SE, no cultivo do rabanete, mostraram que o produto colhido não apresentava contaminação por *Salmonella* sp. e que a contagem de coliformes termotolerantes encontrava-se abaixo do máximo permitido ( $\leq 3$  NMP.g<sup>-1</sup>). Concluindo, portanto, que o uso deste efluente foi viável para o cultivo do rabanete naquelas condições. Em pesquisa semelhante, Dantas (2015) avaliaram a utilização do efluente tratado na mesma ETE, no cultivo de cenoura e de beterraba, onde assim como para o rabanete não foi verificada contaminação dos tubérculos.

Sou et al. (2011), apresentaram os resultados preliminares da pesquisa envolvendo a utilização de efluente doméstico tratado na irrigação de alface, berinjela e cenoura. Nesta, observaram presença de E.coli na parte aérea da alface, sem contaminação da berinjela, e diferente do esperado pelos autores, assim como obtido no presente estudo, sem contaminação das cenouras. Desta forma, os autores sugeriram novas avaliações com a finalidade de comprovar os resultados obtidos.

## 6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nas condições do presente estudo, acerca da avaliação do impacto da disposição final da ARB tratada pela UPT do SIPA, em área sob o cultivo orgânico de cenoura, pode-se concluir que:

- em relação ao desenvolvimento da parte aérea das plantas, sob aplicação de 100% da dose de ARB, alcançou-se, no final do ciclo de cultivo, o maior acúmulo de massa seca, massa verde e produtividade estimada;
- em relação ao crescimento das raízes principais das plantas, embora sob aplicação de 100% da dose de ARB tenha-se alcançado valores adequados para o cultivo, o maior valor obtido ocorreu sob aplicação da dose de 200% de ARB;
- em relação ao diâmetro médio das raízes (DR), alcançou-se ao final do ciclo de cultivo sob aplicação de 100% da dose de ARB, valores satisfatório para o cultivo;
- a aplicação de 100% da dose de ARB proporcionou o adequado acúmulo dos nutrientes avaliados na parte aérea e raízes principais da cenoura; e
- sob doses crescentes de ARB, nenhuma das plantas avaliadas apresentou contaminação por *Salmonella sp.* e coliformes termotolerantes, estando aptas ao consumo tanto a parte aérea quanto as raízes.

## **CAPÍTULO IV**

### **ALTERAÇÕES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DE UM PLANOSSOLO CULTIVADO COM CENOURA, SOB DISPOSIÇÃO FINAL DA ARB TRATADA PELA UPT**

## 1 RESUMO

A disposição final de águas residuárias no solo, tem se mostrado como alternativa complementar aos sistemas de tratamento de efluentes, proporcionando a ciclagem dos nutrientes por meio dos cultivos implantados, e ainda a depuração de contaminantes microbiológicos por meio da competição com a microbiota estabelecida no ambiente. No entanto, a disposição indiscriminada pode ainda acarretar a contaminação do solo, tanto quanto na deterioração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Neste sentido, a identificação das características dos solos, adequadas ao monitoramento de áreas sob manejo da disposição final de efluentes se faz necessária. Diante esta demanda, no presente estudo, avaliou-se em duas camadas (0-20 e 20-40cm) de um Planossolo, cultivado com cenoura em um ciclo de 120 dias, em sistema orgânico de produção, por meio dos parâmetros químicos e seus derivados, a disposição final via fertirrigação localizada, da água residuária de bovinocultura de leite (ARB) tratada por uma unidade piloto de tratamento. O experimento foi implantado na Fazendinha Agroecológica da EMBRAPA, no período compreendido entre junho e outubro de 2016, na qual foram avaliadas lâminas crescentes de ARB aplicadas. Para tanto, testou-se quatro lâminas de ARB, sendo estas em ( $m^3 \cdot ha^{-1}$ ): 0, 2.940, 5.890 e 8.830, as quais foram parceladas e aplicadas diariamente, a partir do 45º dia após o semeio. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com quatro tratamentos (lâminas de ARB) e 4 repetições. Foram avaliados nas duas camadas, no início (I) e fim (F) do ciclo de cultivo, a partir da coleta de 4 amostras simples por parcela, formando 1 composta, os níveis de  $N_{Total}$ ,  $P_{Disp}$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $H^+ + Al^{3+}$ , COT, pH, CTC, SB e V%. Os dados obtidos foram comparados por meio da análise de variância seguido pelo teste Tuckey (5%) comparativo entre as médias dos períodos (I e F), e os dados obtidos para o final do período submetidos a análise de regressão para ajuste de modelos de resposta em função das lâminas de ARB aplicadas. Constatou-se comportamento semelhante nas duas camadas de solo investigadas com a disposição das doses de ARB, em que os teores  $P_{Disp}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  foram impactados pelas lâminas, sofrendo redução no final do ciclo em relação ao início, enquanto que o  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ , CTC e acidez potencial aumentaram; e para pH, COT,  $N_{Total}$  e SB não sofreram alteração. Concluiu-se, portanto, que a disposição final da ARB tratada em solos sob manejo orgânico é uma alternativa complementar ao sistema de tratamento, e que a curto prazo não as lâminas aplicadas não contaminaram as camadas avaliadas.

**Palavras-chave:** Fertirrigação. Efluente no Solo. Tratamento Complementar.

## 2 ABSTRACT

The wastewater final disposal in the soil has been shown as a complementary alternative to the effluent treatment systems, providing nutrients cycling through the implanted cultures, as well as the debugging of microbiological contaminants through competition with the established microbiota in the environment. However, indiscriminate disposal may also lead to soil contamination, as well as to surface and underground water quality deterioration. In this sense, the identification of the suitable soil characteristics, for monitoring areas under the final disposal of effluents management is necessary. In view of this demand, in the present study, it was evaluated in two layers (0-20 and 20-40cm) of a Planosol, in a 120-day cycle cultivated with carrot, in organic production system, through chemical and their derived parameters, the final disposal as localized fertirrigation, of dairy cattle wastewater (DCWW) treated by a pilot treatment unit. The experiment was implemented at EMBRAPA Agroecological Farm, in the period from June to October 2016, in which increasing DCWW depths were evaluated. In order to do so, four DCWW depths were tested, being these ( $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ ): 0; 2,940; 5,890; and 8,830, which were parceled and daily applied, starting at 45° day after sowing. The experimental design was completely randomized, with four treatments (DCWW depths) and four replicates. In the two layers, at the beginning (B) and at the end (E) of the cultivation cycle, from the collection of 4 simple samples per plot, forming 1 compost, the levels of  $\text{N}_{\text{Total}}$ ,  $\text{P}_{\text{Disp}}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ , TOC, pH, CEC, BS e V%. The obtained data were compared by analysis of variance followed by the Tuckey test (5%) comparing the means of the periods (B and E), and the data obtained for the end of the period submitted to regression analysis to fit response models of the DCWW depths applied. It was observed a similar behavior in both investigated soil layers after DCWW doses applied, in which the levels of  $\text{P}_{\text{Disp}}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  were impacted by the depths, suffering reduction at the end of the cycle in relation to the beginning, while  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , CEC and potential acidity increased; and for pH, TOC,  $\text{N}_{\text{Total}}$  and BS were not altered. It was concluded, therefore, that the treated DCWW last disposal in soils under organic management is a complementary alternative to the treatment system, and that in the short term, the applied depths did not contaminate the evaluated layers.

**Keywords:** Fertirrigation. Effluent at Soil. Complementary Treatment.

### 3 INTRODUÇÃO

As águas residuárias (AR), que podem ser provenientes de diversas atividades de produção, dentre elas as agroindustriais, apresentam diversidade em sua composição em função do material e da técnica de processamento adotados. Em geral, são ricas em nutrientes e material orgânico, dissolvidos ou associados ao particulado suspenso, além de possuírem traços de elementos que podem ser tóxicos e resíduos de reagentes químicos, utilizados nas cadeias de beneficiamento ou na higienização de máquinas, equipamentos e instalações.

Em alguns casos ainda, onde ocorra a mistura com efluentes das instalações sanitárias, ou que o resíduo seja proveniente de instalações de produção animal, este constitui-se em problemas de saúde pública, associado a carga de microrganismos que a partir de determinada dose infectante podem ser patogênicos.

Diante do exposto, se torna um desafio a adoção de métodos para o tratamento destes efluentes, visto que para alcançar sua estabilização/recuperação total, deve-se agregar etapas sucessivas, em que cada uma proporcione a remoção de um tipo de contaminante. Ainda assim, muitas vezes o efluente tratado apresenta-se inadequado, perante a legislação ambiental vigente, para o lançamento direto em corpos hídricos por comprometer a qualidade para o abastecimento público.

A disposição final de resíduos por acúmulo nos solos, especialmente a aplicação de efluentes líquidos, é reconhecidamente uma técnica complementar para o tratamento, que pode proporcionar a depuração/incorporação de material orgânico, ciclagem de nutrientes em áreas cultivadas, e ainda promover a degradação por exposição à radiação solar e competição com inúmeros agentes microbiológicos.

Por outro lado, esta alternativa oferece riscos ambientais, caso não seja realizada de maneira adequada, pois pode acarretar a deterioração do meio, de forma a comprometer a qualidade dos solos pelo aporte excessivo de sais, contaminação por elementos tóxicos ou excesso de nutrientes, obstrução/selamento de poros por material particulado, pela proliferação de organismos patogênicos e vetores de distúrbios à saúde pública, bem como pela contaminação e eutrofização de mananciais superficiais e subterrâneos.

Neste sentido, a avaliação sobre o impacto da disposição final de AR em áreas agricultáveis, por meio dos parâmetros químicos de fertilidade dos solos, em profundidades distintas, pode subsidiar o efeito da aplicação desse efluente, via fertirrigação, no que diz respeito à capacidade de suporte dos elementos aplicados e sua movimentação no perfil.

O objetivo do estudo foi avaliar efeitos da disposição final da água residuária de bovinocultura de leite (ARB) tratada pela unidade piloto de tratamento (UPT) implantada no sistema integrado de produção agroecológica (SIPA), sobre características químicas de Planossolo cultivado com Cenoura, nas profundidades de 0-20 cm e de 20-40 cm.

Os objetivos específicos do estudo são:

- Avaliar as características químicas e físico-químicas [pH, acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ), soma de bases trocáveis (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação de bases (V%) e percentual de sódio trocável (PNaT)], nas duas camadas investigadas;
- avaliar o efeito do aporte de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e sódio (Na), via ARB tratada na UPT do SIPA, nas duas camadas investigadas; e
- avaliar a melhor dose para a disposição final de ARB tratada pela UPT do SIPA, no cultivo orgânico de cenoura em Planossolo, sob um sistema orgânico de produção.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização do Experimento

Este ensaio foi realizado na área do SIPA, conforme a caracterização do local apresentada no Capítulo 1.

Neste trabalho, conforme apresentado no Capítulo 3, utilizou-se a ARB tratada pela UPT do SIPA, para disposição final via fertirrigação, no cultivo de cenoura (*Daucus carota* L.), cultivar 'Brasília', no período compreendido entre junho e outubro de 2016.

A implantação do cultivo, em dois canteiros, foi realizada em 21/06/2016, por meio de sementes, distribuídas em quatro linhas de plantio espaçadas em 0,25 m, e após os desbastes o espaçamento foi de aproximadamente 0,04 m entre plantas, o que proporcionou 80 plantas.m<sup>-2</sup>.

As informações relativas a caracterização do sistema de irrigação/fertirrigação utilizados, encontra-se apresentado no Capítulo 3.

### 4.2 Delineamento Experimental

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizados, com quatro repetições por tratamento, conforme o croqui apresentado no Capítulo 3.

Para cada tratamento avaliado, foram coletadas quatro amostras simples para formar uma amostra composta de cada parcela, em cada camada de solo avaliada (0-20 e 20-40 cm), e em cada tratamento avaliadas quatro parcelas experimentais com 4 m<sup>2</sup>, totalizando dois canteiros com 32 m de comprimento.

### 4.3 Variáveis Avaliadas

As amostras de terra foram avaliadas quanto a caracterização química, realizada no Laboratório de Gênese e Classificação de solo do Departamento de Solos da UFRRJ, de acordo com EMBRAPA, (1997). Os parâmetros avaliados foram: nitrogênio total (N<sub>Total</sub>), fósforo disponível (P<sub>Disp</sub>), potássio trocável (K<sup>+</sup>), cálcio trocável (Ca<sup>2+</sup>), magnésio trocável (Mg<sup>2+</sup>), sódio trocável (Na<sup>+</sup>), pH em água, acidez total (H<sup>+</sup>+Al<sup>3+</sup>), capacidade de troca catiônica (CTC), somatório de bases (SB), saturação de bases (V%) e carbono orgânico total (COT).

### 4.4 Análise Estatística

Os resultados foram submetidos à análise da variância ANOVA (p≤0,05); e em sendo significativos os efeitos, estes foram testados por modelos de regressão polinomial. A escolha dos modelos foi baseada na significância estatística (teste F), no ajuste do coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) e no significado biológico do modelo.

Para comparar o efeito proporcionado pelo período de cultivo, os dados iniciais (I) e finais (F), foram submetidos a ANOVA (p≤0,05), e comparadas por meio do teste TUKEY a 5% de probabilidade. As análises foram realizadas por meio do software Sisvar 5.6 (Ferreira, 2011).



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Lâminas de Água e de ARB Aplicadas

Na Tabela 63, segue a apresentação das lâminas totais (mm), de fertirrigação determinadas em função da concentração de nitrogênio presente na ARB tratada pela UPT do SIPA para fornecimento de 0, 100, 200 e 300% da dose de referência de N para o cultivo da cenoura com suas respectivas compensações em água de abastecimento (AA), a lâmina evapotranspirada total no período de cultivo da cenoura, determinada por estimativa e reposta via irrigação, e o total de água aplicado ao longo do ciclo experimental sendo este o somatório da ARB, AA e ETPc .

**Tabela 63** - Lâminas totais (mm) de fertirrigação (ARB tratada na UPT do SIPA), complementar de água de abastecimento (AA) e de irrigação (reposição da evapotranspiração), aplicadas no solo cultivado com cenoura, para fornecimento das doses de N (0, 100, 200 e 300%).

Doses de N (%)	Lâminas de ARB + AA aplicada + ETPc (mm)	Total de água aplicado (ARB+AA+Irriga)
0	0 + 883 + 210,32	
100	294 + 589 + 210,32	
200	589 + 294 + 210,32	1093,32
300	883 + 0 + 210,32	

A partir dos valores apresentados na Tabela 63, observa-se que as lâminas de ARB aplicadas via fertirrigação, nos tratamentos referentes as doses de 100 %N (294 mm), 200 %N (589 mm) e 300 %N (883 mm), superaram em duas, três e quatro vezes a lâmina total evapotranspirada (210,32 mm); nota-se ainda que em virtude ter sido aplicado água de abastecimento, em quantidade inversamente proporcional as lâminas de ARB, para igualar a quantidade de água aplicada em todas as parcelas experimentais, ao final do ciclo de cultivo as plantas receberam um total de 1093,32 mm de água, sendo desta forma aproximadamente 5,2 vezes superior ao estimado para demanda pela cenoura em função das condições agrometeorológicas e das fases de desenvolvimento da cultura por meio da utilização do coeficiente de cultivo (kc) disponíveis no boletim FAO-56 (ALLEN et al. 1998).

Neste sentido, e principalmente associado as características do solo, em que este era de textura arenosa com baixa capacidade de retenção de água, e foi preparado em canteiros de 0,30 m de profundidade, o montante de água aplicada não apresentava impedimentos ao movimento vertical para subsuperfície e, portanto, supõe-se que tenha ocorrido percolação além a profundidade de exploração pelo sistema radicular da cultura; o quê por consequência pode ter influenciado na lixiviação dos teores de nutrientes presentes no solo antes do cultivo, assim como parte do montante fornecido via doses de ARB.

### 5.2 Aporte de Nutrientes via Fertirrigação com ARB

Na Tabela 64, segue apresentada a quantificação do aporte total de nutrientes aplicados via fertirrigação com ARB, no solo cultivado com cenoura, cujas lâminas foram determinadas em função da demanda de nitrogênio pela cultura, cuja dose de referência (100% N) adotada foi de 150 kg.ha<sup>-1</sup> de N, bem como pela concentração do mesmo na ARB.

**Tabela 64** - Aporte total de nutrientes via ARB, para os respectivos tratamentos (0, 100, 200 e 300 %N) aplicados ao cultivo da cenoura; e características físico-químicas da ARB tratada pela UPT do SIPA.

PARÂMETRO	Doses de N (%)			
	0%	100%	200%	300%
Aporte total de nutrientes				
K (kg.ha <sup>-1</sup> )	-	306,5	613,0	919,72
P (kg.ha <sup>-1</sup> )	-	104,56	209,12	313,75
N <sub>Total</sub> (kg.ha <sup>-1</sup> )	-	150,00	300,00	450,00
Ca (kg.ha <sup>-1</sup> )	-	106,99	213,98	321,05
Mg (kg.ha <sup>-1</sup> )	-	80,79	161,59	242,44
Na (kg.ha <sup>-1</sup> )	-	48,27	96,54	144,85
Caracterização físico-química da ARB				
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )				238,92
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )				622,89
SST (mg.L <sup>-1</sup> )				23,20
pH				7,00
CE (dS.m <sup>-1</sup> )				2,32
RAS [(mmol <sub>c</sub> .L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup> ]				0,51

Nota-se a partir da Tabela 64, em relação a quantidade aplicada (em kg.ha<sup>-1</sup>) via fertirrigação com a ARB tratada pela UPT do SIPA ao cultivo da cenoura, que o potássio (K) foi o nutriente mais aportado, seguido, em ordem decrescente pelo nitrogênio (N<sub>Total</sub>), cálcio (Ca), fósforo (P), magnésio (Mg) e sódio (Na). Nota-se ainda que em virtude do aporte de K, a razão deste em relação aos demais nutrientes foi de: 2,04 ao N<sub>Total</sub>; 2,86 ao Ca; 2,93 ao P; 3,79 ao Mg; e 6,34 ao Na.

Vale destacar que apesar do montante de Na aplicado (48,27 kg.ha<sup>-1</sup>), o mesmo em relação ao Ca (109,99 kg.ha<sup>-1</sup>) e Mg (80,79 kg.ha<sup>-1</sup>) esteve baixo, o que avaliando-se a razão de adsorção de sódio [RAS = 0,51 (mmol<sub>c</sub>.L<sup>-1</sup>)<sup>1/2</sup>] não deve ter apresentado problemas em relação a estrutura do solo investigado, no sentido de prejudicar a estabilidade dos agregados do solo. Avaliando-se ainda a RAS associada a condutividade elétrica (CE = 2,32 dS.m<sup>-1</sup>), não é esperado que a aplicação da ARB proporcione salinização do solo ou efeitos deletérios ao desenvolvimento da cultura.

Com relação a quantidade de material orgânico aplicado, no presente estudo representado pelos teores de sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), é possível avaliar na ARB aplicada que o material orgânico (MO) fornecido foi principalmente dissolvido e mais recalcitrante, ou seja, de difícil/lenta degradação incluindo gorduras proveniente de traços de leite no efluente bruto proveniente da lavagem da sala de ordenha, identificado pela razão DQO/DBO superior a 2,5, e no entanto a quantidade de material particulado suspenso (SST) pode ser considerada baixa e com baixo risco de obstrução de poros no solo. Por meio da avaliação destes parâmetros, não é esperado que a ARB aplicada seja capaz de proporcionar incremento no teor de matéria orgânica do solo (MOS).

### 5.3 Resultados do Solo IxF

#### 5.3.1 Acidez ativa (pH)

Na Tabela 65, apresentam-se as médias do pH no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 65** - Valores médios (de 4 repetições) de pH do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

pH	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	5,71 <sup>ns</sup>	6,01 <sup>ns</sup>	5,90 <sup>ns</sup>	6,05 <sup>ns</sup>	5,99 <sup>ns</sup>	6,15 <sup>ns</sup>	5,96 <sup>ns</sup>	5,89 <sup>ns</sup>
20-40	6,01 <sup>ns</sup>	5,98 <sup>ns</sup>	6,28 <sup>ns</sup>	6,29 <sup>ns</sup>	6,08 <sup>ns</sup>	6,22 <sup>ns</sup>	5,88 <sup>ns</sup>	5,95 <sup>ns</sup>

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 65, é possível notar que todos os valores obtidos se encontram, de acordo com Freire et al. (2013) dentro da faixa de moderadamente ácido (5,4 – 6,5), e é nesta que, de acordo com Malavolta; Vitti & Oliveira, (1997) e LEPSCH, (2011), ocorrerá maior disponibilidade de nutrientes em solução para absorção pelas culturas, ao mesmo tempo que os efeitos causados por toxidez pelo alumínio deverão ser reduzidos.

Ainda por meio dos dados apresentados na referida tabela, observa-se que nas duas camadas de solo avaliadas, em todos os tratamentos testados, o pH médio apresentou acréscimo no final (F) do ciclo de cultivo em relação ao inicial (I), exceto no caso da camada de 0-20cm no tratamento referente a 300% (I=5,96; F=5,89) de ARB aplicada, assim como na camada de 20-40cm para o tratamento 0% (I=6,01; F=5,98) de ARB aplicada, em que o mesmo decresceu em relação ao valor inicial, sendo este decréscimo, respectivamente de 1,17% e 0,50%.

Dentre os valores obtidos, a menor variação (I – F) ocorreu na camada de 20-40cm para os valores médios do tratamento de 100% da ARB aplicada, em que esta foi de 0,16% de variação; enquanto que a maior variação ocorreu na camada de 0-20 cm para os valores médios do tratamento referente a aplicação de 0% da ARB, cuja variação observada foi de 5,25% de acréscimo entre o inicial e final do ciclo de cultivo.

De acordo com Andrade Filho et al. (2013), a elevação do pH do solo sob aplicação de águas residuárias está associado a adição de íons provenientes do resíduo bem como pelo fornecimento da matéria orgânica, que no processo de decomposição irá sofrer descarboxilação e desaminação, cuja consequência será a liberação de OH<sup>-</sup>. De acordo com Galvão et al. (2008), o aumento do pH pode estar associado ainda, ao teor de cálcio (Ca) aplicado cujo o resultado é o deslocamento de H<sup>+</sup> e Al<sup>3+</sup> da capacidade de troca de cátions (CTC) reduzindo a acidez, ao efeito tampão dos bicarbonatos e dos ácidos orgânicos.

De encontro ao discutido pelos referidos autores, para Medeiros et al. (2005), o aumento de pH observado no solo após a aplicação de efluentes, pode estar associado ao fornecimento dos íons Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>; e que, a redução do mesmo, pode ser influenciada pelo processo de nitrificação do nitrogênio amoniacal aplicado, que irá liberar H<sup>+</sup>, aumentando a acidez.

Malavolta (1980), apresentou como ideal o pH do solo, para cultivo da cenoura, estando na faixa entre 5,7 e 7,0. Dentre os valores de pH avaliados nas camadas, no presente estudo, nota-se que o menor valor foi o inicial de 5,71 na camada de 0-20 cm para o

tratamento de 0% de ARB aplicada, e o valor máximo observado foi de 6,29 na camada de 20-40 cm referente ao final do ciclo sob aplicação de 100% de ARB.

Segundo Azevedo et al. (2013), a redução do pH pode ser resultado da mineralização do nitrogênio orgânico, em que ao longo das fases da nitrificação irá liberar íons  $H^+$ , cuja consequência é o aumento da acidez, ou seja, diminuição do pH.

Assim como o processo de nitrificação, cujo produto é a liberação de  $H^+$  com consequente aumento da acidez e redução do pH do solo; seria de se esperar que a partir da desnitrificação, processo em que ocorre a conversão das formas oxidadas de nitrogênio a  $N_2$ , ocorresse consumo da acidez, em que, de acordo com Duarte et al. (2007), para cada mol de nitrato desnitrificado, 1 mol de  $H^+$  seria consumido.

Apesar das variações observadas a análise estatística realizada para os valores obtidos no monitoramento do pH, nas duas camadas, mostrou que a variabilidade dos resultados não foi significativa entre os tratamentos, e ainda ao comparar as médias entre os valores I e F, os resultados não foram significativamente distintos.

### 5.3.2 Carbono orgânico total (COT)

Na Tabela 66, apresentam-se as médias ( $g.kg^{-1}$ ) do carbono orgânico total (COT) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 66** - Teores médios (de 4 repetições) de COT do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

COT ( $g.kg^{-1}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	8,81 <sup>ns</sup>	8,32 <sup>ns</sup>	8,68 <sup>ns</sup>	8,21 <sup>ns</sup>	9,57 <sup>ns</sup>	9,04 <sup>ns</sup>	10,39 <sup>ns</sup>	9,82 <sup>ns</sup>
20-40	4,01 <sup>ns</sup>	3,79 <sup>ns</sup>	5,63 <sup>ns</sup>	5,32 <sup>ns</sup>	5,78 <sup>ns</sup>	5,46 <sup>ns</sup>	4,54 <sup>ns</sup>	4,29 <sup>ns</sup>

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

A partir dos dados apresentados na Tabela 66, observa-se o conteúdo de COT no solo, nas duas camadas avaliadas (0-20 e 20-40 cm), foi consumido ao longo do ciclo de cultivo da cenoura, independentemente da quantidade de MO aportada pelos tratamentos referentes as lâminas de ARB aplicadas. Nota-se ainda, que a variação média (I-F) nos tratamentos, esteve entre (5,41 e 5,56%) na camada de 0-20cm e entre (5,49 e 5,54%) na camada de 20-40 cm. De acordo com o exposto no Manual de Adubação e Calagem Estado do Rio de Janeiro (Freire et al. 2013), teores de COT abaixo de  $10 g.kg^{-1}$ , são considerados baixos.

Estatisticamente o reflexo desta variação, demonstrou que os resultados nas duas camadas são equivalentes, independente da dose de ARB aplicada, e que a variação proporcionada pelo período de cultivo (I-F) não foi significativa.

Para Duarte et al. (2007), a aplicação de efluentes tende a reduzir a matéria orgânica nos solos (MOS), devido a rápida mineralização, influenciada pelo aumento da atividade microbiana, citada por diversos autores como efeito “priming” associado ao fornecimento de nitrogênio via ARB (ANDRADE FILHO et al. 2013; ERTHAL et al. 2010; e MEDEIROS et al. 2005).

Galvão et al. (2008), investigando o acúmulo de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino, apresentaram resultados semelhantes ao do presente estudo, no que diz respeito ao teor de COT, na camada de 0-20 cm, sob aplicação de esterco este

apresentou-se em concentração de 8,5 g.kg<sup>-1</sup> contra 3,9 g.kg<sup>-1</sup> do tratamento com uso do resíduo; na camada mais profunda (20-40 cm), apesar dos autores apresentarem resultado superior do tratamento com esterco (5,1 g.kg<sup>-1</sup>) em relação ao sem (3,8 g.kg<sup>-1</sup>), o mesmo foi inferior ao da camada mais superficial.

De acordo com Caovilla et al. (2010), em relação a MOS, espera-se que com o aumento da profundidade, ainda ocorra redução dos níveis de COT, ao passo que em áreas submetidas a aplicação de águas residuárias, o aumento das lâminas proporcione acúmulo na superfície. No entanto, em função da condição da MO na ARB apresentar-se predominantemente dissolvida, a mesma deve apresentar facilidade em se deslocar pelo espaço poroso do solo, principalmente em solos arenosos, sem que ocorra o seu acúmulo na superfície dos canteiros.

Comparando-se os resultados apresentados pelos referidos autores bem como a amplitude de variação destes, com os obtidos no presente estudo, nota-se que nas duas profundidades, a intensidade de mineralização da MOS por consequência da aplicação de ARB não influenciaram da mesma forma na redução do COT do solo, podendo-se sugerir que as variações obtidas tenham sido influenciadas pela aeração das camadas nos canteiros cultivados com a cenoura, assim como pela aceleração na degradação influenciado pela atividade microbiana.

De acordo com Ceretta et al. (2003), a degradação da MOS pode ser influenciada também pela textura dos solos, e que no caso do presente estudo, por se tratar de textura era arenosa, esta pode também influenciar a redução do COT, em virtude da falta de proteção física, e segundo Cabral et al. (2011), esta redução pode ser influenciada pelo aumento da aeração do solo.

### 5.3.3 Nitrogênio total (N<sub>Total</sub>)

Na Tabela 67, apresentam-se as médias dos teores de N<sub>Total</sub> (g.kg<sup>-1</sup>) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 67** - Teores médios (de 4 repetições) de N<sub>Total</sub> do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

N <sub>Total</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	0,134 <sup>ns</sup>	0,120 <sup>ns</sup>	0,113 <sup>ns</sup>	0,176 <sup>ns</sup>	0,127 <sup>ns</sup>	0,131 <sup>ns</sup>	0,169 <sup>ns</sup>	0,113 <sup>ns</sup>
20-40	0,075 <sup>ns</sup>	0,057 <sup>ns</sup>	0,110 <sup>ns</sup>	0,127 <sup>ns</sup>	0,071 <sup>ns</sup>	0,078 <sup>ns</sup>	0,078 <sup>ns</sup>	0,075 <sup>ns</sup>

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Diante dos dados apresentados na Tabela 67, é possível notar que nas duas camadas investigadas, com relação ao efeito proporcionado pelas lâminas de ARB aplicadas, o comportamento do nitrogênio no solo foi semelhante, de maneira que para os tratamentos de 0 e 300% da ARB aplicada, a concentração deste nutriente no solo diminuiu, enquanto que para as doses de 100 e 200% de ARB ocorreu um acúmulo do mesmo.

Analisando-se os resultados da concentração de nitrogênio, obtidos para camada de 0-20cm, observa-se que a variação entre o inicial e final, ocorreu em diferentes magnitudes, apesar de os tratamentos 0 e 300%, assim como os de 100 e 200% de ARB aplicada, terem apresentado o mesmo comportamento. Neste sentido, respectivamente, as variações em

percentagem na camada de 0-20 cm, foram de consumo de 10,45 e 33,14%, e de acúmulo de 55,75 e 3,15%. E na camada de 20-40 cm, as mesmas variações referentes ao efeito das doses de ARB aplicadas, foram de consumo de 24,0 e 3,85%, e de acúmulo de 15,45 e 9,86%.

Entretanto, deve ser considerado que nas parcelas referentes a dose de 0% (sem ARB), a redução nos níveis de nutrientes pode ter sido proporcionada por exportação pelo cultivo, em que o mesmo, conforme os dados apresentados no Capítulo 3, estima-se que foi extraído pelas raízes e parte aérea da cenoura um total de 200,58 kg.ha<sup>-1</sup> de N. E ainda, visto que independente da dose aplicada proporcionou produtividade superior à média nacional de (30 a 40 t.ha<sup>-1</sup>) alcançando a média de 44,26 t.ha<sup>-1</sup> de raízes nas parcelas sem a aplicação da ARB (0% N).

Enquanto que para dose de 300%, visto que a variação, comparada com a dose 0%, foi cerca de 22% a mais de redução, avaliando-se a produtividade de 77,10 t.ha<sup>-1</sup>, é esperado maior consumo de N, e este foi extraído cerca de 262,31 kg.ha<sup>-1</sup> de N, inferior aos 450 kg.ha<sup>-1</sup> de N fornecido via ARB, ou seja, o excedente pode ter sido perdido influenciado pelo movimento vertical da água, influenciando, ainda na menor perda na camada mais profunda nestas parcelas.

Para as parcelas referentes a dose de 100% de ARB, onde alcançou-se produtividade de 72,60 t.ha<sup>-1</sup> de raízes com extração total de 260,95 kg.ha<sup>-1</sup> de N como discutido ocorreu acúmulo no solo, assim como nas parcelas de 200% de ARB um total de 82,22 t.ha<sup>-1</sup> de raízes a extração de 251,37 kg.ha<sup>-1</sup> de N para um total aplicado de 300 kg.ha<sup>-1</sup> de N via ARB.

De acordo com Silva (2012), a redução do teor de N<sub>Total</sub> no solo irá ocorrer por absorção pelas culturas ou por lixiviação, principalmente na forma de nitrato. Para Aguiar et al. (2006), ocorrerá aumento de perdas de nitrogênio a partir do processo de nitrificação do N amoniacal, sendo este no presente estudo a forma predominante de N na ARB.

Segundo Basso et al. (2004), outra importante fonte de perdas de N que deve ser considerada na prática de reúso de dejetos líquidos em áreas agrícolas é relativa a volatilização da amônia, em que no entanto os autores confirmam que a partir da incorporação dos dejetos essa volatilização é significativamente reduzida; neste sentido, no presente estudo, avaliou-se as perdas de volatilização por meio do coletor de amônia SALE desenvolvido por Araújo et al. (2009), desta maneira confirmou-se que do N aplicado as perdas em todas as parcelas foram insignificantes, em que estas não superaram 0,1%, devido a forma de aplicação da ARB na qual proporcionava a incorporação imediata do efluente ao solo do canteiro.

Os resultados avaliados por meio da análise estatística, nas duas camadas de solo investigadas, para avaliar o efeito das doses de ARB aplicadas, demonstraram ainda que, não ocorreu diferença significativa entre os valores iniciais e finais, podendo estas, portanto, serem consideradas equivalentes.

#### **5.3.4 Fósforo disponível (P<sub>Disp</sub>)**

Na Tabela 68, apresentam-se as médias do P<sub>Disp</sub> (mg.kg<sup>-1</sup>) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 68** - Teores médios (de 4 repetições) de  $P_{Disp}$  do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

P (mg.kg <sup>-1</sup> )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	61,27 <sup>a</sup>	20,32 <sup>b</sup>	68,21 <sup>a</sup>	23,70 <sup>b</sup>	88,19 <sup>a</sup>	23,83 <sup>b</sup>	62,11 <sup>a</sup>	14,77 <sup>b</sup>
20-40	53,47 <sup>a</sup>	11,79 <sup>b</sup>	74,90 <sup>a</sup>	32,31 <sup>b</sup>	72,24 <sup>a</sup>	12,01 <sup>b</sup>	57,98 <sup>a</sup>	10,05 <sup>b</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

A partir dos resultados obtidos para os teores de fósforo disponível no solo, avaliados nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, apresentados na Tabela 68, é possível notar que nas duas profundidades, ocorreu uma redução acentuada entre o início e final do ciclo de cultivo, sendo que a máxima redução observada foi de 83,37% para o tratamento com 200% (I=88,19; F=23,83 mg.kg<sup>-1</sup>) da dose de ARB aplicada na camada de 0-20 cm, e a menor variação foi de 56,86% referente ao tratamento com a dose de 100% (I=74,90; F=32,31 mg.kg<sup>-1</sup>) da ARB também na camada de 20-40 cm.

Por meio da análise estatística dos dados, as diferenciações (I-F) foram significativas ao nível de 5%, e demonstrou que os valores iniciais diferiram ( $p < 0,05$ ) dos resultados finais. No entanto, não foi ajustado modelo resposta da dose de ARB aplicada na concentração final de  $P_{Disp}$  (mg.kg<sup>-1</sup>) no solo, nas duas camadas.

De maneira análoga a discussão acerca da variação dos teores de N no solo, pode-se considerar que redução nos teores de  $P_{Disp}$  tenha sido influenciada pela exportação pelo cultivo, e ainda, como exportação de P pela cenoura (parte aérea + raízes) foi crescente com o aumento das doses de ARB, o fato da máxima variação para dose de 200%, pode estar associada ao maior teor médio inicial nestas parcelas se comparada as demais.

Neste sentido, a partir dos totais de fósforo extraído pelo cultivo da cenoura, onde apenas para dose de 0% de ARB em que foi extraído 51,74 kg.ha<sup>-1</sup> de P, este foi superior ao fornecido, e portanto, tem coerência a redução dos teores no solo, enquanto que para as doses de 100, 200 e 300 % de ARB, foram extraídos respectivamente 70,77; 69,74; e 71,86 (kg.ha<sup>-1</sup> de P), enquanto as mesmas doses forneceram 104,56; 209,12; e 313,75 kg.ha<sup>-1</sup> de P, seria esperado um acréscimo nos teores disponíveis no solo, e visto que em todas as parcelas ocorreu diminuição, sugere-se que tenha sido influenciado pela lixiviação.

Quanto a variação observada nos teores obtidos para a camada de 20-40cm, sugere-se que tenha sido influenciada pelas lâminas aplicadas, favorecendo o movimento vertical e lixiviação de nutrientes.

Corroborado por Galvão et al. (2008), no caso de solos arenosos, a sua baixa capacidade de adsorção pode contribuir para o deslocamento vertical do mesmo, e ainda, que este movimento poderia ser indicado por aumentos na concentração nas camadas de 20-40 cm e de 40-60 cm.

No entanto, para Caovilla et al. (2010), a variação da concentração de fósforo no solo, pode ser correlacionada com o aporte proporcionado pela aplicação de águas residuárias, com tendência de acúmulo em superfície devido a baixa mobilidade deste.

Da mesma maneira, com a discussão acerca da capacidade movimentação do fósforo no solo, quando este é submetido a aplicação de efluentes, Whitters et al. (2001) avaliaram a perda de P proveniente da aplicação de dejetos de bovinos, e por meio das formas de determinação do fósforo extraível concluíram que este resíduo é um material de rápida liberação com 60% extraído em água, associando este ao fato em parte pela presença de compostos de fosfato com Ca.

De acordo com Prior et al. (2009), o movimento de P no perfil do solo esta associado as formas orgânicas, corroborado pela afirmação de Basso et al. (2005) e Cavallet et al. (2006), que discutem que a movimentação de fósforo no solo é intensificada quando predominantemente na forma orgânica.

De encontro ao discutido, Maggi et al. (2013) ressaltam sobre o risco de perdas de fósforo quando aplicado via água residuária de suinocultura (ARS); e de acordo com Doblinski et al. (2010), o risco de perdas de P no solo, por escoamento superficial é exponencial, aumentando com o acréscimo na lâmina de ARS aplicada, no entanto os autores citam que a mobilidade deste no perfil é inferior a movimentação de  $K^+$  e do nitrogênio.

Segundo Veiga et al. (2012), ao avaliarem a aplicação de dejetos líquidos de suínos em um latossolo, sob manejo de plantio direto de produção de grãos, observaram que na primeira camada (0-10 cm) do perfil ocorreu acúmulo de P em sítios específicos de absorção e proporcionalmente ao aplicado, no entanto que resultou em lixiviação para camadas inferiores, acumulando até 20 cm de profundidade, e ressaltando no risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Rocha et al. (2009), no caso da aplicação de ARB em solo com textura argilosa, observaram que ocorreu aumento da concentração de P no solo, assim como o foi para os teores de K, Ca, Mg e pH, ao qual associaram a qualidade do resíduo, que apresentados pelos autores, continha no caso da ARB tratada  $118,04\text{mg.L}^{-1}$  de P, entretanto inferior ao da ARB do presente estudo.

### 5.3.5 Potássio trocável ( $K^+$ )

Na Tabela 69, apresentam-se as médias do  $K^+$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 69** - Teores médios (de 4 repetições) de K trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

$K^+$ ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	0,019 <sup>a</sup>	0,010 <sup>b</sup>	0,020 <sup>ns</sup>	0,015 <sup>ns</sup>	0,020 <sup>ns</sup>	0,015 <sup>ns</sup>	0,022 <sup>a</sup>	0,013 <sup>b</sup>
20-40	0,021 <sup>a</sup>	0,011 <sup>b</sup>	0,022 <sup>a</sup>	0,011 <sup>b</sup>	0,022 <sup>a</sup>	0,010 <sup>b</sup>	0,021 <sup>a</sup>	0,011 <sup>b</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Observa-se diante dos dados apresentados na Tabela 69, que assim como o ocorrido para as concentrações de  $P_{\text{Disp}}$  no solo, a concentração de K trocável reduziram do início para o final do ciclo de cultivo da cenoura. Vale ressaltar que, na ARB utilizada para avaliação da disposição das doses crescentes no solo, este nutriente apresentava-se em concentração mais elevada que os demais avaliados, sendo que na dose de 100% de ARB, o total fornecido foi de  $306,50\text{ kg.ha}^{-1}$  de K.

Na camada de 0-20 cm, a menor redução observada, foi de 25% do teor inicial de  $K^+$  nos tratamentos referentes a 100 e 200% da dose de ARB aplicada, e a máxima redução foi de 47,37% para as parcelas sem aplicação de ARB (dose de 0%N). Já para a camada de 20-40 cm, a máxima redução na concentração de  $K^+$  no solo ocorreu para a dose de 200%, em que esta foi de 54,55%, seguida por 50% de redução na dose de 100%, e para as doses de 0 e 300% a redução na concentração deste nutriente no solo foi igual a 47,62%.



São apresentados na Tabela 70 em percentagem, a contribuição do íon potássio trocável ( $K^+$ ), na capacidade de troca catiônica (CTC), nas duas camadas de solo avaliadas (0-20 e 20-40 cm).

**Tabela 70** - K trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

PKT (%)	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	0,41	0,16	0,41	0,25	0,41	0,24	0,49	0,22
20-40	0,60	0,21	0,57	0,24	0,59	0,20	0,57	0,21

A partir dos resultados apresentados na Tabela 70, observa-se que no início do período experimental, a menor contribuição de  $K^+$  na CTC era de 0,41% na camada de 0-20 cm nas parcelas referentes aos tratamentos de 0, 100 e 200% da dose de ARB aplicada, enquanto que na camada de 20-40 cm era de 0,57% nas parcelas de 100 e 300% da ARB aplicada.

Ao final do ensaio, tais contribuições reduziram na camada de 0-20cm para 0,16%, como menor percentagem observada no tratamento equivalente a 0% de ARB aplicada, em virtude possivelmente da não aplicação deste íon aliado ao consumo pela cultura (apresentado no Capítulo 3) de 310,08 kg.ha<sup>-1</sup> de K, sendo este considerado o nutriente mais extraído pela cenoura. E ainda, para o tratamento com 100% de ARB, o total de K fornecido (306,5 kg.ha<sup>-1</sup> de K) foi inferior ao total extraído pelas plantas, de 330,92 kg.ha<sup>-1</sup> de K.

Desta forma pode-se avaliar que apesar de ser sugerido que tenha ocorrido lixiviação de nutrientes influenciado pelo total de água aplicado, nas parcelas referentes as doses de 200% e 300% de ARB, respectivamente com extração de 327,75 e 320,33 kg.ha<sup>-1</sup> de K, que o aporte de K via ARB além de proporcionar o crescimento adequado as cenouras cultivadas, proporcionou, para estas parcelas na camada de 0-20 cm uma porcentagem de  $K^+$  na CTC superior as parcelas sem a aplicação e com a menor dose deste efluente, aumento da disponibilidade deste, assim como uma possível perda para camadas mais profundas.

De acordo com Aguiar et al. (2006), ao avaliarem o potencial de perdas de nutrientes por lixiviação testando fontes de matéria orgânica, e quando por utilização de esterco bovino ocorreram as maiores perdas, citaram que o comportamento do  $K^+$  foi idêntico ao do P, assim como no presente estudo, em que observou-se intensa redução dos níveis de potássio e fósforo, sugerindo-se que tenha ocorrido lixiviação destes nutrientes.

E de encontro com o exposto por Cavallet et al. (2006), em que ao avaliarem a utilização de AR da indústria de enzimas, afirmaram que o potássio apesar de se apresentar na forma totalmente solúvel, encontrava-se em equilíbrio entre os teores trocáveis e a solução do solo, proporcionando adequada absorção pelo cultivo de milho.

Na camada de 20-40cm, a menor percentagem de  $K^+$  trocável na CTC, ocorreu para o tratamento de 200% da ARB aplicada, em que esta foi de 0,20%; deve ser destacado, que nesta camada de solo, a influência das raízes da cenoura era pequena, visto que o maior comprimento das mesmas (apresentado no Capítulo 3) era de 14,53 cm e, portanto, sugere-se que a redução nas concentrações de  $K^+$  no solo, seja por efeito da mobilidade deste íon no solo associado ao montante de água aplicada ao longo do ciclo de cultivo da cenoura.

Constatou-se que estatisticamente os valores observados entre o início e o final do período experimental, a aplicação da ARB proporcionou diferenciação significativa ( $p < 0,05$ ). Neste sentido, de acordo com a comparação dos teores analisados, na camada de 0-20 cm as

médias referentes aos tratamentos com 0 e 300% da ARB aplicada, os valores iniciais e finais podem ser considerados diferentes ao nível de 5% de significância, enquanto os valores relativos as doses de 100 e 200% de ARB aplicada, não apresentaram diferenciação em função do período de análise (inicial x final).

Enquanto que para camada de 20-40 cm, os resultados submetidos as mesmas análises, demonstraram que o período sob aplicação da ARB, proporcionou além da diferenciação significativa ( $p < 0,05$ ), para todos os tratamentos avaliados, as médias diferentes comparadas ao nível de 5% de significância. No entanto, para nenhuma das duas camadas avaliadas foi possível o ajuste de modelo resposta da concentração deste nutriente no solo influenciado pelas lâminas de ARB testadas.

De acordo com Duarte et al. (2007), a concentração de  $K^+$  acima de  $0,6 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ , é considerada alta, e que esta pode resultar em competição e inibição da absorção de Ca e Mg pelas plantas. No entanto, no presente estudo, a concentração de  $K^+$ , para as duas camadas de solo investigadas, foram no mínimo 30 vezes inferior ao considerado elevado pelos autores, não sendo esperado, portanto, o efeito inibitório citado.

Caovilla et al. (2010), cita que a mobilidade do  $K^+$  se comporta de maneira semelhante à do fósforo, e que esta é reduzida à medida que se eleva a concentração de Mg em relação a de K, e quando a concentração de Ca é elevada; a partir desta, e como será discutido adiante, poderia se esperar redução da perda de  $K^+$ , visto que no presente estudo, observou-se aumento dos níveis de  $Ca^{2+}$  nas camadas de solo investigadas.

Para Homem et al. (2014), perdas de K por lixiviação irão ocorrer quando o aumento da concentração de Na, for tal que provoque dessorção do  $K^+$  do complexo de troca. Ainda, de acordo com Caovilla et al. (2010), a CTC do solo é altamente dependente dos níveis de K trocáveis, e como discutido por meio dos dados apresentados na Tabela 80, ao final do ciclo de cultivo da cenoura, foram observadas reduções na CTC.

Entretanto, como será apresentado por meio da Tabela 75 e Tabela 76, e como discutido a partir do aporte de nutrientes via ARB na Tabela 64, os teores de  $Na^+$  e sua respectiva contribuição a CTC do solo diminuíram independente das doses de ARB aplicadas, e a ARB proporcionou aporte de K cerca de seis vezes a mais que de Na apesar de ambos terem reduzido a sua contribuição na CTC.

De acordo com a discussão apresentada por Silva (2012), avaliando o efeito da adubação de cultivo da figueira sob doses de ARB, a redução na concentração de  $K^+$  no solo pode ser decorrente da absorção da cultura; já Erthal et al. (2010), observaram incremento na camada de 0-10cm, no entanto discutiram que por ser um cátion relativamente móvel, o aumento da concentração de sódio pode influenciar na dessorção do K no solo, que por consequência parte poderia ser perdido por lixiviação.

### **5.3.6 Cálcio trocável ( $Ca^{2+}$ )**

Na Tabela 71, apresentam-se as médias do  $Ca^{2+}$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 71** - Teores médios (de 4 repetições) de Ca trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	2,38 <sup>ns</sup>	2,97 <sup>ns</sup>	2,46 <sup>ns</sup>	2,60 <sup>ns</sup>	2,59 <sup>ns</sup>	3,14 <sup>ns</sup>	2,16 <sup>ns</sup>	2,74 <sup>ns</sup>
20-40	1,63 <sup>b</sup>	2,34 <sup>a</sup>	1,76 <sup>ns</sup>	1,94 <sup>ns</sup>	1,75 <sup>b</sup>	2,33 <sup>a</sup>	1,25 <sup>b</sup>	2,11 <sup>a</sup>

a e b – diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 71, observa-se que diferentemente dos elementos anteriormente discutidos, o Ca<sup>2+</sup> teve sua concentração aumentada, tanto nas duas camadas de solo investigadas, quanto para as doses de ARB testadas, ou seja, as doses de ARB foram suficientes para acumular este nutriente no perfil avaliado, apesar de que, ao avaliar os totais extraídos pelo cultivo de cenoura, comparados aos totais fornecidos via ARB, este comportamento não seria esperado e sim a redução no solo, em que estes foram para 0% de ARB extraídos 238,87 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca, para 100% de ARB (106,99 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca) e extraídos 230,14 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca, para 200% de ARB (213,98 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca) e extraídos 226,40 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca e para 300% de ARB (321,05 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca) e extraídos 226,23 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca.

No entanto, observa-se ainda que este efeito foi mais pronunciado na camada mais profunda, o que pode ser resultado da não exploração pelas raízes da cenoura desta camada.

Nota-se, portanto, que por efeito da aplicação da ARB, na camada de 0-20 cm, ocorreu aumento de (24,79; 5,69; 21,24; e 26,85%), respectivamente as doses de 0, 100, 200 e 300% da ARB aplicadas; com resultado inesperado nas parcelas sem aplicação da ARB, na qual não receberam nenhuma outra fonte deste nutriente. É importante destacar ainda, que a percentagem de acúmulo de Ca para dose de 100% (5,69%), pode estar associado ao fato que levou o Mg<sup>2+</sup>, neste único ponto, ter acumulado, diferentemente dos outros tratamentos avaliados.

Na camada de 20-40 cm, o efeito da aplicação das lâminas de ARB, proporcionou o aumento de (43,56; 10,23; 33,14; e 68,80%), respectivamente as doses de 0, 100, 200 e 300% da ARB aplicadas. Ressalta-se, como já discutido, que nesta profundidade o acúmulo foi mais pronunciado, no entanto, insuficiente para que a concentração de Ca nesta camada, superasse a concentração inicial na camada superior.

Complementando a discussão dos resultados obtidos, estatisticamente o acúmulo de Ca<sup>2+</sup>, nas duas profundidades do solo foram significativas ao nível de 5%, entre início e final do ensaio; no entanto, na camada de 0-20 cm as médias comparadas não foram significativamente diferentes, enquanto que na camada de 20-40 cm, apenas as médias referentes ao tratamento com 100% de ARB não diferiram ao nível de 5%.

De acordo com Medeiros et al. (2005), o aumento da concentração de Ca<sup>2+</sup> no solo é decorrente da concentração deste nos resíduos (ERTHAL et al. 2010); e de acordo com Ceretta et al. (2003), o pequeno aumento deste pode estar associado a formação de compostos fosfatados, assim como pela retenção na MOS.

São apresentados na Tabela 72, em percentagem, a contribuição do íon cálcio trocável (Ca<sup>2+</sup>), na capacidade de troca catiônica (CTC), nas duas camadas de solo avaliadas (0-20 e 20-40 cm).

**Tabela 72** - Ca trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

PCaT (%)	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	51,97	48,21	50,41	42,55	53,29	50,00	47,68	46,05
20-40	46,84	44,23	45,24	42,45	46,92	46,60	33,97	40,11

Analisando-se o percentual de contribuição do  $\text{Ca}^{2+}$  trocável na CTC (Tabela 72), observa-se que independentemente do acúmulo avaliado nas duas camadas do solo, o mesmo não foi suficiente para aumentar a sua disponibilidade para as plantas, de maneira que embora tenha ocorrido acúmulo deste, no solo em todas as parcelas e nas duas profundidades, a percentagem disponível reduziu para os mesmos, sugerindo que este possa ter sido absorvido pela cultura e uma parte perdido por lixiviação.

Neste sentido, observa-se que na camada de 0-20 cm a variação da contribuição do  $\text{Ca}^{2+}$  na CTC foi de redução de 3,76%, 7,86%, 3,29% e 1,63%, respectivamente as parcelas sob aplicação de 0, 100, 200 e 300% da dose de ARB. Enquanto que na camada de 20-40cm, nas parcelas sob aplicação de 0, 100 e 200% esta redução foi menor e equivalente a 2,61%, 2,79% e 0,32%, respectivamente. No entanto, para as parcelas referentes a dose de 300% na camada de 20-40cm ocorreu um aumento da contribuição do  $\text{Ca}^{2+}$  na CTC em 6,14%.

Diante destas reduções no complexo de troca, aliado ao fato do aumento das concentrações, sugere-se que possa ter ocorrido precipitação de compostos a base de Ca, possivelmente com a P,  $\text{NH}_4^+$  e Mg.

### 5.3.7 Magnésio trocável ( $\text{Mg}^{2+}$ )

Na Tabela 73, apresentam-se as médias do  $\text{Mg}^{2+}$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 73** - Teores médios (de 4 repetições) de Mg trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	1,78 <sup>ns</sup>	1,62 <sup>ns</sup>	1,78 <sup>ns</sup>	1,90 <sup>ns</sup>	1,80 <sup>ns</sup>	1,60 <sup>ns</sup>	1,95 <sup>a</sup>	1,56 <sup>b</sup>
20-40	1,51 <sup>a</sup>	1,38 <sup>b</sup>	1,59 <sup>a</sup>	1,35 <sup>b</sup>	1,64 <sup>a</sup>	1,27 <sup>b</sup>	1,78 <sup>a</sup>	1,25 <sup>b</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Nota-se a partir da avaliação dos dados apresentados na Tabela 73, que nas duas camadas de solo avaliadas (0-20 e 20-40 cm) o comportamento da concentração de Mg foi semelhante, excetuando-se na profundidade de 0-20cm, referente a média nos tratamentos com 100% de ARB aplicada, que aumentou entre o início e final, de 1,78 para 1,90 ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ).

Observa-se que o mesmo teve sua concentração reduzida após o ciclo de cultivo da cenoura sob aplicação de doses crescentes de ARB via fertirrigação, embora assim como o

discutido para o aporte e extração de fósforo, os teores fornecidos pela ARB foram superiores ao total extraído pelo cultivo de cenoura nas parcelas que receberam o efluente tratado, ou seja, para 0% de ARB foi extraído 34,45 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg, para 100% de ARB (80,79 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg) e extraído 36,67 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg, para 200% de ARB (161,59 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg) e extraído 35,36 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg e para 300% de ARB (242,44 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg) e extraído 34,61 kg.ha<sup>-1</sup> de Mg. Ou seja, a partir dos aportes pela ARB e extrações pela cenoura, seria esperado um acréscimo nos teores no solo.

De acordo com Dias (2007), níveis de Mg<sup>2+</sup> acima de 1,0 cmolc.dm<sup>-3</sup> são considerados altos, portanto, nas duas camadas de solo avaliadas, tanto no início quanto no final do ciclo de cultivo o magnésio trocável encontrava-se elevado; e de acordo com Malavolta (1980), teores de Mg elevados favorecem o aumento da absorção de P pelas plantas; que de acordo com Fageria (2001), é devido o Mg ser um ativador de enzimas quinases, e ativar a maioria das reações envolvendo a transferência e absorção de fosfato, são esperadas interações positivas.

A variação observada na concentração deste nutriente no solo, nas parcelas sem aplicação de ARB (0%) foram o decréscimo de 8,99 e 8,61%, respectivamente as camadas de 0-20 e de 20-40 cm; da mesma maneira para a dose de 200% tais variações foram de 11,11 e 22,56%; e para dose de 300% a variação proporcionada foi de 20 e 29,78%. E como já apresentado, no caso do tratamento referente a dose de 100% da ARB, na camada de 0-20cm ocorreu acúmulo de 6,74%, ao passo que na camada de 20-40cm a redução observada foi de 15,09%.

São apresentados na Tabela 74, em percentagem, a contribuição do íon magnésio trocável (Mg<sup>2+</sup>), na capacidade de troca catiônica (CTC), nas duas camadas de solo avaliadas (0-20 e 20-40 cm).

**Tabela 74** - Mg trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

PMgT (%)	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	38,86	26,30	36,48	31,10	37,04	25,48	43,05	26,22
20-40	43,39	26,09	40,87	29,54	43,97	25,40	48,37	23,76

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 74, observa-se que no início do período experimental a contribuição percentual de Mg<sup>2+</sup> na CTC, era na camada de 0-20 cm de (38,86; 36,48; 37,04; e 43,05%) para as parcelas referentes às distintas doses de ARB aplicadas (0, 100, 200 e 300%), enquanto que na camada de 20-40 cm para as mesmas parcelas experimentais a contribuição percentual era de (43,39; 40,87; 43,97; e 48,37%), ou seja, na camada superior do solo (0-20 cm) o Mg<sup>2+</sup> trocável, influenciava ligeiramente menos a CTC comparado a camada inferior (20-40 cm).

No entanto, ao final do ciclo de cultivo, observa-se que para as duas profundidades o percentual de contribuição do Mg<sup>2+</sup> trocável na CTC, esteve mais próximo, sendo estes, respectivamente as duas camadas avaliadas, para a dose de 0% de ARB 26,30 e 26,09%, para dose de 100% foi de 31,10 e 29,54%, para 200% de ARB foi de 25,48 e 25,40% e para máxima dose de ARB (300%) foram de 26,22 e 23,76%.

Destaca-se que ao final do ciclo, a maior percentagem de contribuição do Mg<sup>2+</sup> trocável ocorreu na camada de 0-20 cm, podendo ser esta atribuída ao aporte do mesmo, via lâminas de ARB, e como a camada mais profunda não sofre efeito direto das raízes da

cenoura, pode-se sugerir que a redução da concentração deste no solo se deva a influência do movimento vertical da água em subsuperfície carregando uma parte deste.

Por meio da análise dos dados de teores de  $Mg^{2+}$  no solo, nas duas camadas investigadas, apenas na profundidade de 20-40 cm, a estatística realizada foi significativa entre os dados iniciais e finais em todos os tratamentos avaliados, no entanto a comparação entre as médias referente a camada de 0-20 cm, apenas no tratamento referente a dose de 300% de ARB aplicada, as mesmas foram diferentes ao nível de 5%.

Observa-se que a concentração de  $Mg^{2+}$  tanto inicial quanto no final do ciclo de cultivo, encontrava-se muito superior a concentração de  $K^+$ , o que de acordo com Caovilla et al. (2010), iria reduzir a mobilidade do potássio no perfil do solo; ainda de acordo com os mesmos autores a mobilidade do  $Mg^{2+}$  assim como do  $Ca^{2+}$  são insignificantes. Neste sentido, e de acordo com Chan et al. (1979) e citado por Doblinski et al. (2010) e Cabral et al. (2010), com a elevação do pH acima de 6,5, é esperado que ocorra imobilização do  $Mg^{2+}$  por redução da sua solubilidade assim como no caso do  $Ca^{2+}$ .

No entanto, Galvão et al. (2008) afirmam que tanto o K e o Mg, quanto Ca e P, são potencialmente perdidos por lixiviação em solos arenosos, que é o caso do solo investigado no presente estudo sob cultivo da cenoura com aplicação de doses crescentes de ARB.

### 5.3.8 Sódio trocável ( $Na^+$ )

Na Tabela 75, apresentam-se as médias de  $Na^+$  ( $cmol_c \cdot dm^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 75** - Teores médios (de 4 repetições) do Na trocável do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

$Na^+$ ( $cmol_c \cdot dm^{-3}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	0,017 <sup>a</sup>	0,006 <sup>b</sup>	0,018 <sup>a</sup>	0,008 <sup>b</sup>	0,018 <sup>a</sup>	0,010 <sup>b</sup>	0,018 <sup>a</sup>	0,007 <sup>b</sup>
20-40	0,017 <sup>a</sup>	0,005 <sup>b</sup>	0,018 <sup>a</sup>	0,006 <sup>b</sup>	0,017 <sup>a</sup>	0,007 <sup>b</sup>	0,017 <sup>a</sup>	0,007 <sup>b</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

A partir da análise da Tabela 75, é possível notar que os teores de  $Na^+$  no solo, nas duas camadas avaliadas, foram praticamente iguais no início do período experimental, assim como o foram entre os tratamentos, sendo estas ou 0,017 ou 0,018 ( $cmol_c \cdot dm^{-3}$ ).

Observa-se ainda que ao final do ciclo, após a aplicação das lâminas de ARB, as concentrações deste no solo reduziram em todas as parcelas, sendo que, excetuando-se nas referentes as doses de 300%, nas duas profundidades, em que a média obtida de concentração do Na nas duas camadas foram iguais, para as demais parcelas, na camada de 0-20cm a concentração foi levemente superior se comparada a camada mais profunda.

Neste sentido, observa-se que nas parcelas referentes a 0% de ARB aplicadas, reduziram, respectivamente as camadas de 0-20 cm e 20-40 cm, 64,71 e 70,59%; nas parcelas referentes a 100% de ARB aplicada essas reduções foram de 55,56 e 66,67%; por efeito dos tratamentos com 200% de ARB aplicada foram reduzidas em 44,44 e 58,82%; e nas parcelas com aplicação de 300% de ARB reduziram em 61,11 e 58,82%.

A análise estatística realizada, indicou que as reduções observadas entre os períodos de avaliação (inicial e final) foram significativas, e ainda, que comparando-se as médias, estas foram diferentes ao nível de 5% de significância.

Sugere-se a partir da interpretação dos dados, que o montante de água aplicado nas parcelas experimentais, tenha sido suficientemente elevada ao ponto de favorecer a lixiviação deste nutriente do solo. Sendo que nas parcelas sem aplicação da ARB (0 %N) e com apenas 100% da dose de ARB, a redução deve ter sido proporcionada apenas pela aplicação de água além da demanda evapotranspirométrica atuando de maneira semelhante a lâmina de lixiviação para controle de sais no solo, enquanto nos tratamentos referentes as doses 200% e de 300% de ARB possa ter ocorrido dessorção do Na influenciado pelo aporte de  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ , em que estes estiveram em quantidade superiores ao  $Na^+$  como apresentado na Tabela 63.

São apresentados na Tabela 76, em percentagem, a contribuição do íon sódio trocável ( $Na^+$ ), na capacidade de troca catiônica (CTC), nas duas camadas de solo avaliadas (0-20 e 20-40cm).

**Tabela 76** - Na trocável na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

PNaT (%)	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	0,49	0,09	0,46	0,13	0,46	0,14	0,46	0,13
20-40	0,37	0,10	0,37	0,13	0,37	0,16	0,40	0,12

Investigando-se os dados apresentados na Tabela 76, com relação a percentagem de íons  $Na^+$  na CTC, nas duas camadas do solo, sendo este utilizado para caracterizar o grau de salinidade/sodicidade, observa-se que independente das concentrações avaliadas, no solo em questão os níveis deste na CTC representavam um percentual baixo, levando-se em conta que a faixa deste índice para solos solódicos varia de 5 a 15% e de solos sódicos acima de 15%.

De acordo com o exposto por Homem et al. (2014) seria esperado que com a redução dos níveis de potássio trocável no solo, ocorresse aumento da concentração de  $Na^+$ , no entanto, no presente trabalho, o observado foi que tanto o  $Na^+$  quanto o  $Mg^{2+}$  e  $K^+$  tiveram suas concentrações trocáveis no solo reduzidas após o período sob aplicação da ARB. Ainda de acordo com estes autores, a redução das concentrações em subsuperfície seria um indicativo de lixiviação. Semelhante a esta afirmativa, de acordo com Andrade Filho et al. (2013), a não lixiviação seria refletida no aumento na concentração de sódio no solo sob aplicação de lâminas de efluentes.

Medeiros et al. (2005), afirmam que por decorrência da aplicação de Ca e Mg proveniente do efluente utilizado, o Na trocável é deslocado da CTC, e por consequência ocorre redução na concentração do mesmo no solo; além destes, o excesso de água seja por precipitações ou lâminas de irrigação com frações de lixiviação são responsáveis pela manutenção dos teores adequados de Na nos solos. A partir da discussão apresentada pelos autores, e levando-se em consideração que os teores de Mg, apesar de reduzirem no presente estudo, apresentavam-se em níveis elevados como discutido na seção anterior, podem ter contribuído para manutenção adequada deste no solo, apesar do aporte via ARB.

### 5.3.9 Acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ )

Na Tabela 77, apresentam-se os níveis médios de  $H^+ + Al^{3+}$  ( $cmol_c.dm^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB. Destaca-se que, no solo investigado, para as duas camadas, o teor de  $Al^{3+}$  foi nulo em todas as parcelas experimentais. Este resultado é coerente, levando-se em consideração os valores de pH obtidos, assim como pelos teores iniciais e o aporte de íons  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ .

**Tabela 77** - Níveis médios (de 4 repetições) de ( $H^+ + Al^{3+}$ ) do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

$H^+ + Al^{3+}$ ( $cmol_c.dm^{-3}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	0,38 <sup>b</sup>	1,55 <sup>a</sup>	0,60 <sup>b</sup>	1,60 <sup>a</sup>	0,42 <sup>b</sup>	1,51 <sup>a</sup>	0,38 <sup>b</sup>	1,64 <sup>a</sup>
20-40	0,31 <sup>b</sup>	1,55 <sup>a</sup>	0,51 <sup>b</sup>	1,27 <sup>a</sup>	0,31 <sup>b</sup>	1,39 <sup>a</sup>	0,62 <sup>b</sup>	1,88 <sup>a</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Analisando-se os dados apresentados na Tabela 77, observa-se que a concentração dos íons  $H^+$ , comparada aos demais íons avaliados, foi o que sofreu o maior acúmulo nas camadas de solo investigados, assim como o ocorreu para todas as doses de ARB aplicadas.

No entanto, merece destaque nas duas profundidades, o tratamento sem a aplicação de ARB (dose 0%), cuja variação observada foi de 307,49% do valor inicial, na camada de 0-20 cm, e de 400% para camada de 20-40 cm. Destaca-se ainda, que ao contrário do esperado para este efeito, como discutido em relação ao pH, em que este aumentou em 5,25% na camada de 0-20cm; e embora tenha sido um efeito isolado, na camada de 20-40cm, respectivamente a dose de 0% de ARB, o pH decresceu em 0,50%, ou seja, permaneceu praticamente constante.

Nota-se ainda, com relação ao aumento desta concentração, que na camada de 0-20cm, respectivamente as doses de 100, 200 e 300%, a mesma variou em relação ao inicial em 166,67; 259,52; e 331,58%. De maneira semelhante, na camada de 20-40 cm, proporcionado pela variação das doses de ARB, observou-se aumento dos níveis de  $H^+$  em: 149,02; 348,39; e 203,23% em relação ao inicial, respectivamente as doses de 100, 200 e 300% da ARB aplicada.

A discussão dos resultados acerca da diferença proporcionada pelos tratamentos (doses de ARB), ao longo do período experimental, é corroborada pela avaliação estatística dos dados, de forma que a mesma foi significativa ( $p < 0,05$ ) entre o início e final do ciclo de cultivo investigado, bem como para as duas camadas de solo, estas podem ser consideradas estatisticamente diferentes ao nível de 5%. Entretanto, não foi obtido ajuste de modelo resposta, entre as doses de ARB aplicadas e a concentração de  $H^+$ .

São apresentados na Tabela 78, em percentagem, a contribuição do íon hidrogênio ( $H^+$ ) trocável, na capacidade de troca catiônica (CTC), nas duas camadas de solo avaliadas (0-20 e 20-40 cm).



**Tabela 78** -. Percentagem de  $H^+ + Al^{3+}$  na CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

PH <sup>+</sup> T (%)	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	8,30	25,16	12,30	26,19	8,64	24,04	8,39	27,56
20-40	8,91	29,30	13,11	27,79	8,31	27,80	16,85	35,74

Diante dos dados apresentados na Tabela 78, é possível notar que diferente dos outros íons trocáveis que compõe a CTC do solo, o  $H^+$  foi o único que teve a sua disponibilidade aumentada. Nota-se ainda que ao final do ciclo, em todas as parcelas investigadas, este percentual elevou-se acima de 20%, tanto nas parcelas sob aplicação da ARB, quanto no tratamento cuja dose era de 0% de aplicação do efluente.

De acordo com Homem et al. (2014), é esperado que em função da quantidade de adubo nitrogenado aplicado, caso as condições inerentes ao processo de nitrificação sejam satisfeitas, que a partir do mesmo ocorra a liberação de íons  $H^+$ , e com este, caso a capacidade do solo em tamponar o pH não seja suficiente ocorresse elevação da acidez. Pode-se sugerir, portanto, em função da discussão acerca da variação da disponibilidade de  $Ca^{2+}$  no presente estudo, e em função do exposto por Galvão et al. (2008), associado ao efeito tampão dos ácidos orgânicos, possivelmente presentes na ARB tratada, que estes tenham favorecido a manutenção da quase neutralidade da acidez do meio, nas parcelas sob aplicação do efluente.

Entretanto, seria ainda esperado, de acordo com a discussão de Medeiros et al. (2005), que o aporte dos íons  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $Na^+$ , proporcionassem a substituição do  $H^+$  da CTC, como consequência a redução da acidez e aumento do pH.

De acordo com Duarte et al. (2007), as perdas de nitrogênio para atmosfera, a partir da liberação de  $N_2$ , por meio do processo de desnitrificação, seria observado o consumo do  $H^+$  concomitantemente a redução dos níveis de N; neste sentido, é possível supor que, no presente ensaio não tenha ocorrido perda de nitrogênio na forma elementar, entretanto, a partir do comportamento discutido acerca dos níveis de  $N_{Total}$ , em que parte do adubo (ARB) aplicado foi exportado pelo cultivo, e o excedente possa ter sido perdido por lixiviação.

### 5.3.10 Capacidade de troca de cátions (CTC)

Na Tabela 79, apresentam-se as médias da CTC ( $cmol_c.dm^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 79** - Valores médios (de 4 repetições) da CTC do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

CTC ( $cmol_c.dm^{-3}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	4,58 <sup>b</sup>	6,16 <sup>a</sup>	4,88 <sup>b</sup>	6,11 <sup>a</sup>	4,86 <sup>b</sup>	6,28 <sup>a</sup>	4,53 <sup>b</sup>	5,95 <sup>a</sup>
20-40	3,48 <sup>b</sup>	5,29 <sup>a</sup>	3,89 <sup>ns</sup>	4,57 <sup>ns</sup>	3,73 <sup>b</sup>	5,00 <sup>a</sup>	3,68 <sup>b</sup>	5,26 <sup>a</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Diante dos valores apresentados na Tabela 79, observa-se que nas duas camadas (0-20 e 20-40 cm) do solo avaliado, a CTC apresentou acréscimo em todas as parcelas

investigadas, e apesar de não ter sido fornecida nenhuma fonte de matéria orgânica ou corretivos, o mesmo ocorreu nas parcelas referentes a dose de 0% de ARB.

O fato de ter sido observado aumento da CTC nas parcelas sem aplicação da ARB, pode estar associado a mineralização do COT, o que de acordo com Freire et al. (2013), no processo de decomposição/humificação poderiam ser responsáveis pelo incremento observado. No entanto, não seria esperado que esta variação, fosse superior a dos tratamentos com as doses crescentes da ARB.

Na camada de 0-20 cm, a variação entre o valor inicial e final, respectivamente as doses de ARB testadas (0, 100, 200 e 300%), foi de 34,50; 25,20; 29,22; e 31,35%. Enquanto que na camada de 20-40 cm deste solo, a mesma variação ocorreu para as doses de ARB, respectivamente a 52,01; 17,48; 34,05; e 42,93% de acréscimo em relação aos valores iniciais.

Esta variabilidade entre as duas camadas de solo avaliadas, mostram que apenas na parcela referente a dose de 100% de ARB aplicada, na camada mais profunda, a CTC do solo apresentou menor acréscimo comparado a camada superior, indicando que de maneira geral, a CTC do solo teve um maior acréscimo em profundidade; na qual esta pode ser um indicativo de que tanto a MO quanto os íons fornecidos via ARB podem ter se deslocado verticalmente no perfil, no entanto, ou com impedimento de ir além da profundidade avaliada (máximo de 40 cm), ou devido ao fato da cultura não explorar além da primeira camada, estes tenham acumulado na camada de 20-40 cm proporcionando o aumento da CTC.

A análise estatística realizada para avaliação da variabilidade proporcionada pelas doses de ARB aplicadas, mostrou que independente da magnitude de variação observada, foi significativa ao nível de 5%, e ao comparar as médias dos valores iniciais e finais na camada de 0-20 cm, estes podem ser considerados estatisticamente diferentes, enquanto que para os mesmos obtidos para a camada de 20-40 cm, apenas no tratamento com 100% da ARB aplicada os resultados devem ser considerados equivalentes, ao passo que para 0, 200 e 300% da ARB, os valores iniciais foram significativamente diferentes ao nível de 5%.

Apesar dos acréscimos observados, de acordo com Caovilla et al. (2010) valores de CTC entre 12 e 14  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ , seriam considerados altos, porem os observados após a aplicação da ARB foram entorno de 50% inferiores a este, e de acordo com os autores, este pode ainda reduzir com o aumento da profundidade; valores esperados de acordo com Galvão et al. (2008) para o caso de solos arenosos, em que naturalmente a CTC é baixa e predominantemente dependente do conteúdo de MOS, e como consequência o risco potencial de perdas de K, Ca, Mg e P por drenagem profunda.

Queiroz et al. (2004) após a aplicação de ARS observaram aumento na CTC, no entanto associado ao aumento da concentração de bases no solo avaliado; para Erthal et al. (2010) após a aplicação de doses de ARB foi notável o aumento da CTC na camada superficial do solo, passando de 2,5 para 5,0  $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ , caracterizados pelos autores, com base aos limites estabelecidos para os solos do estado de Minas Gerais, como médio/bom.

De acordo com Caovilla et al. (2010), a curto prazo a CTC do solo é praticamente inalterada, e principalmente dependente dos teores de cátions trocáveis; e que o excesso de água por induzir a lixiviação de Ca e Mg, favoreceria a substituição destes por  $\text{H}^+$ , que por consequência poderia vir a reduzir o pH.

De acordo com Lepsch (2011), o aumento da CTC concomitantemente ao aumento do pH do solo, é reflexo ao aumento do poder tampão, o que torna os resultados obtidos coerentes, no sentido de que, independente do aumento na concentração de íons  $\text{H}^+$ , o pH do solo aumentou nas duas camadas.

### 5.3.11 Saturação por bases (V%)

Na Tabela 80, apresentam-se as médias de V (%) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

De acordo com Malavolta (1992), avalia-se o V (%) por ser um dos indicativos de acidez e fertilidade dos solos, de maneira que se este for aproximadamente 30% representará um solo ácido e pouco fértil, e caso esteja próximo de 75% indica um solo mais fértil e não ácido; ainda de acordo com o mesmo autor, situações em que este índice seja superior a 80% pode ser prejudicial aos cultivos, comparando ao caso em que ocorrem calagens excessivas, pois poderá ocorrer a imobilização de micronutrientes e dificultar a absorção de potássio pela competição com íons Ca e Mg.

De acordo com Trani et al. (2006), ao avaliarem os níveis de saturação de bases ideais para o cultivos de inverno de cenoura, constataram que a máxima produtividade (46t.ha<sup>-1</sup>) foi obtida com V=73%.

**Tabela 80** - Médias (de 4 repetições) de saturação por bases do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

V(%)	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	91,93 <sup>a</sup>	74,43 <sup>b</sup>	87,68 <sup>a</sup>	73,76 <sup>b</sup>	91,33 <sup>a</sup>	75,97 <sup>b</sup>	91,60 <sup>a</sup>	72,47 <sup>b</sup>
20-40	91,61 <sup>a</sup>	70,71 <sup>b</sup>	86,96 <sup>a</sup>	72,53 <sup>b</sup>	92,07 <sup>a</sup>	72,40 <sup>b</sup>	83,25 <sup>a</sup>	65,56 <sup>b</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Avaliando-se os valores apresentados na Tabela 80, observa-se que inicialmente o solo em ambas as camadas monitoradas, o V (%) encontrava-se acima do considerado adequado a maioria dos cultivos agrícolas, no entanto nota-se com relação a este parâmetro que o ciclo de cultivo sob aplicação de lâminas de irrigação e fertirrigação, favoreceu o seu decréscimo, deixando-o próximo da faixa avaliada para maior produtividade apresentada por Trani et al. (2006).

Nota-se ainda que na camada de 0-20 cm, os valores iniciais do V (%) no solo sob as doses de 0, 100, 200 e 300% de ARB, eram respectivamente de 91,93; 87,68; 91,33; e 91,60, e alcançaram ao final do ciclo experimental, respectivamente os valores de 74,43; 73,76; 75,97; e 72,47.

O mesmo comportamento pode ser observado para os valores referentes a camada de 20-40 cm, em que inicialmente o V (%) das parcelas referentes a aplicação das doses de 0, 100, 200 e 300%, eram respectivamente 91,61; 86,96; 92,07; e 83,25. E ao final do ciclo alcançaram os valores de 70,71; 73,53; 72,40; e 65,56.

Diante das variações discutidas acerca dos valores apresentados, destaca-se ainda que ao final do ciclo de cultivo a saturação por bases na camada mais profunda (20-40 cm) foi para todos os tratamentos avaliados inferior ao obtido para a camada de 0-20 cm; de maneira semelhante, o solo no início do período experimental apresentava-se com V(%) mais elevado na camada superior, exceto nas parcelas referentes a aplicação da dose de 200% de ARB, apesar da pequena diferença entre estes no referido tratamento.

Os efeitos observados, entre os valores iniciais e finais, foram significativos (p<0,05) tanto para camada de 0-20 cm quanto para a de 20-40 cm, e estas médias ao nível de 5% de significância, os valores iniciais diferiram dos valores finais em todos os tratamentos investigados.

Homem et al. (2014), associaram a redução do V (%) e da CTC a redução da concentração de nutrientes no solo, em que a ARS não foi capaz de recuperar a fertilidade do solo avaliado. Segundo os autores, pelas concentrações de íons presentes na ARS, seria esperado que ocorressem aumentos no V (%) e na CTC. De acordo com Queiroz et al. (2004), a redução observada no V (%), em trabalho comparativo de aplicação de ARS e água de abastecimento, foi associada a extração de nutrientes pelas forrageiras sem reposição pela ARS; apesar da variação observada pelos autores, esta variação foi de menos de 1%, e o valor final de 65,81%, caracterizado como alta saturação de bases.

Erthal et al. (2010) após a aplicação de ARB, observaram aumentos tanto na CTC como no V(%), no entanto a condição inicial do solo era de 61,9% no que diz respeito ao V (%) na camada de 0-10 cm e ao final alcançou o valor máximo de 75%, enquanto que na camada de 10-25 cm o mesmo permaneceu próximo de 60%.

### 5.3.12 Soma de bases trocáveis (SB)

Na Tabela 81, apresentam-se as médias da soma de bases (SB) ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ ) no solo, avaliados nos canteiros de cultivo da cenoura Brasília, nas camadas de 0-20 e de 20-40 cm, sob aplicação das lâminas de fertirrigação com ARB.

**Tabela 81** - Médias (de 4 repetições) da SB do solo, inicial e final, nas camadas de 0-20 e 20-40 cm, submetido a aplicação da ARB tratada pela UPT do SIPA, durante o ciclo de cultivo da cenoura.

SB ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )	Doses de ARB							
	0 %		100 %		200 %		300 %	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0-20	4,20 <sup>ns</sup>	4,60 <sup>ns</sup>	4,28 <sup>ns</sup>	4,52 <sup>ns</sup>	4,43 <sup>ns</sup>	4,77 <sup>ns</sup>	4,14 <sup>ns</sup>	4,32 <sup>ns</sup>
20-40	3,17 <sup>b</sup>	3,74 <sup>a</sup>	3,38 <sup>ns</sup>	3,31 <sup>ns</sup>	3,43 <sup>ns</sup>	3,61 <sup>ns</sup>	3,06 <sup>ns</sup>	3,37 <sup>ns</sup>

a e b –diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

ns – não diferem na dose de ARB (%) entre as datas avaliadas (I e F), pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Observa-se diante dos valores médios de SB, apresentados na Tabela 81, que a partir da aplicação das doses crescentes de ARB, estas proporcionaram incremento no solo avaliado nas duas camadas, exceto nas parcelas referentes a dose de 100% de ARB na camada de 20-40 cm, que apresentou uma pequena redução. Nota-se ainda, que na camada de 0-20 cm, os valores obtidos nas análises foram sempre aproximadamente uma unidade superior aos valores obtidos na camada de 20-40 cm.

Quanto as variações observadas na camada de 0-20cm, entre os valores iniciais e finais, a aplicação das lâminas de ARB proporcionaram incremento de 9,52; 5,61; 7,67; e 4,35%, respectivamente as doses de 0, 100, 200 e 300% da ARB aplicada, no entanto não significativas estatisticamente.

Na camada de 20-40 cm, a variação proporcionada pelas lâminas crescentes de ARB (0, 100, 200 e 300%), foi respectivamente de acréscimo de 17,98%, decréscimo de 2,07%, aumento de 5,25% e de 10,13%. O comportamento isolado, avaliado para dose de 100% de ARB nesta camada, pode estar associado ao comportamento discutido para os valores de  $\text{Mg}^{2+}$ , em que nesta foi o único valor em que a concentração decresceu em relação ao inicial.

Por meio da avaliação estatística da variabilidade destes resultados, entre o inicial e final, nas camadas de solo investigadas, conclui-se que apenas na mais profunda (20-40cm) foi significativa, no entanto, na comparação entre as médias, apenas nas parcelas sem aplicação da ARB (dose de 0%) a diferença foi significativa ao nível de 5%.

## 6 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos, acerca do efeito da disposição final de doses crescentes da ARB tratada pela UPT do SIPA, sob os parâmetros químicos do solo e seus derivados, em sistema de cultivo orgânico de cenoura, conclui-se que:

- não alteraram o SB, nas camadas de solo avaliadas, proporcionaram aumento da CTC do solo, na camada de 0-20 cm, e proporcionaram redução de V(%) até a faixa mais adequada ao cultivo de cenoura;
- não alteraram  $N_{\text{Total}}$ , reduziram os teores de P disponível e K trocável nas camadas de solo avaliadas, aumentaram a disponibilidade de Ca e Mg trocáveis, na camada de 20-40 cm do solo;
- não alteraram o pH e COT nas camadas de solo avaliadas; proporcionaram o aumento da acidez potencial, no entanto, sem alteração do valor nulo de  $Al^{3+}$ ; proporcionaram redução dos níveis de Na e do PNaT, sem causar problemas de salinidade/sodicidade; e
- a dose de ARB equivalente a 100% de N pode ser recomendado para fertirrigação da cenoura em um Planossolo.

## CONCLUSÕES GERAIS

Baseado nos resultados obtidos nesta pesquisa, com relação a UPT para ARB produzida pelas instalações do SIPA, tendo em vista a utilização, via fertirrigação por gotejamento, em solos manejados sob sistema orgânico de produção de olerícolas, pode-se concluir que:

- a UPT apresentou ótimo desempenho na estabilização das características físico-químicas da ARB;
- o biofertilizante líquido produzido pela UPT pode ser utilizado na fertirrigação localizada em sistema orgânico de produção de olerícolas, com elevado potencial de fornecimento de nutrientes aos cultivos;
- a utilização do biofertilizante produzido pela UPT não compromete a qualidade dos produtos colhidos; e
- a disposição final da ARB tratada pela UPT, via fertirrigação, em solos sistema orgânico de produção de olerícolas, não compromete a fertilidade natural do solo, se utilizada a lâmina equivalente à dose de nutrientes recomendada aos cultivos.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Baseado no monitoramento realizado no presente estudo, com relação a caracterização do efluente produzido e a capacidade da UPT implantada, algumas modificações podem ser avaliadas, no sentido de melhorar o desempenho no manejo dos dejetos e otimização dos recursos:

- para otimização da utilização dos recursos no SIPA, poderia ser adotado nas instalações da bovinocultura maior eficiência de remoção das fezes antes da lavagem, reduzindo o consumo de água e carga de sólidos, que poderiam ser destinados as lavouras;
- uma alternativa para aumentar o desempenho dos filtros biológicos, seria utilizar uma maior coluna de substrato filtrante, proporcionando um maior TDH;
- avaliar a máxima capacidade de acúmulo e a qualidade do lodo no tanque séptico e filtros biológicos, e determinar uma periodicidade de manutenção;
- avaliar a utilização de outros materiais para preenchimento dos leitos cultivados, que proporcionem melhor desenvolvimento do sistema radicular do Vetiver;
- avaliar a melhor periodicidade de podas do vetiver e da taboa ao longo do ano;
- avaliar os leitos cultivados por períodos mais longos, para identificar a longevidade do sistema alagado construído;
- avaliar por meio de análises biomoleculares a composição do biofilme no SAC, para identificar as rotas de transformação da carga nitrogenada;
- avaliar a necessidade de implantação de um SAC de fluxo vertical para transformação do nitrogênio amoniacal, precedendo os SAC's de fluxo horizontal;
- verificar se o aumento do TDH dos SAC's proporcionaria acréscimos na remoção de nutrientes e carga orgânica;
- avaliar o potencial da biomassa proveniente das podas, para utilização como cobertura morta sob o solo em sistemas agroecológicos; e
- complementar a UPT com uma etapa de desinfecção bacteriológica da ARB precedendo o reúso.

Tendo em vista os resultados obtidos com relação ao desenvolvimento e qualidade das olerícolas cultivadas em solo sob disposição final da ARB tratada, aplicada via fertirrigação localizada, recomenda-se:

- ajustar o parcelamento da dose de ARB, proporcionando um período de carência entre a última aplicação do efluente e a colheita das plantas;
- modificar o procedimento da colheita de alface evitando o contato entre as folhas e a terra dos canteiros;
- avaliar possíveis fontes de contaminação por coliformes termotolerantes;
- avaliar a necessidade de suplementar a fertilização do cultivo de alface com Ca e Mg;
- avaliar a qualidade físico-química e frações nitrogenadas dos alimentos produzidos sob aplicação da ARB tratada;
- avaliar os cultivos de alface e cenoura sob aplicação da ARB tratada pela UPT, sem a aplicação da lâmina de água de abastecimento;
- avaliar a mobilidade dos nutrientes da ARB no solo até maiores profundidades;

- avaliar o reúso da ARB tratada pela UPT no cultivo de outras olerícolas, com e sem contato com o efluente;
- avaliar o reúso da ARB tratada pela UPT em solos cultivados por períodos mais longos; e
- avaliar o impacto do reúso da ARB tratada em solos com diferentes características físicas.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIDI, S., KALLALI, H., JEDIDI, N., BOUZAIANE, O., HASSEN, A. Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. **Desalination**, v. 246, n. 1-3, p. 370-377, 2009.
- ABREU, I. M. O.; JUNQUEIRA, A. M. R.; PEIXOTO, J. R.; OLIVEIRA, S. A. Qualidade microbiológica e produtividade de alface sob adubação química e orgânica. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Campinas, v. 30, n. 1, p. 108-118, 2010.
- ABTEW, W. Evapotranspiration measurements and modeling for three wetland systems in south Florida. **American Resources Bulletin**, v. 32, n. 3, 465-473, 1996.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Resolução RDC nº. 12**, de 2 de janeiro de 2001. Estabelece os padrões microbiológicos sanitários para alimentos. Brasília, DF, 2001.
- AGUIAR, M. I.; LOURENÇO, I. P.; DE OLIVEIRA, T. S.; DE LACERDA, N. B. Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 811-819, 2006.
- ALBUQUERQUE JÚNIOR, J. E.; DE AZEVEDO, C. A. V.; AZEVEDO, M. R. D. Q. A.; DE FRANÇA XAVIER, J.; MONTEIRO FILHO, A. F. Qualidade de águas residuárias e salobra utilizadas no cultivo hidropônico de três cultivares de alface crespa. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 2, p. 19-24, 2016.
- ALENCAR, T. A. S.; TAVARES, A. T.; CHAVES, P. P. N.; FERREIRA, T. A.; DO NASCIMENTO, I. R. Efeito de intervalos de aplicação de urina bovina na produção de alface em cultivo protegido. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7, n. 3, p. 53-67, 2012.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. **Irrigation and Drainage**, 1998. 301p. (Paper, 56). Available from: <<http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>>. Accessed: Oct. 08, 2014.
- ALMEIDA, P. G. S.; OLIVEIRA, S. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 271-280, 2011.
- ALMEIDA, R. A.; DA SILVA PITALUGA, D. P.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico tanque séptico. **Revista Biociências**, v. 16, n. 1, 2010.
- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. New York: APHA/WWA/WPCR, 2005.
- AQUINO, R. F. B. A.; ASSUNÇÃO, N. S.; AQUINO, L. A.; AQUINO, P. M. D.; OLIVEIRA, G. A. D.; CARVALHO, A. M. X. D. Nutrient demand by the carrot crop is influenced by the cultivar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 2, p. 541-552, 2015.
- ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; DE BARROS SOARES, L. H.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 7, p. 769-776, 2009.
- ASSUNÇÃO, N. S.; CLEMENTE, J.; AQUINO, L. A. D.; DEZORDI, L. R.; SANTOS, L. P. D. D. Carrot yield and recovery efficiency of nitrogen, phosphorus and potassium. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 4, p. 859-865, 2016.
- ASSUMPÇÃO, J. G.; UENO, M.; FORTES NETO, P.; LAUREANO da ROSA, L. C. Desempenho do leito cultivado de uma estação de tratamento de efluentes gerado em uma

instituição de ensino após período de inatividade. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 3, p. 165, 2011.

AYRES, M.; AYRES Jr, M; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat 5.3: Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas**. Publicações Avulsas do Mamirauá, Belém, 2007.

AZEVEDO, J.; DUTRA, I. C. B.; COSTA, F. G. B.; BATISTA, R. O.; COSTA, L. R. Alterações químicas de cambissolo fertirrigado com água residuária doméstica tratada. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 66-76, 2013.

BALBANI, A. P. S.; BUTUGAN, O. Contaminação biológica de alimentos. **Pediatria**. São Paulo, n. 23(4), p. 320-328, 2001.

BARROS, L. S. S.; AMARAL, L. A.; JÚNIOR, J. L. Monitoramento sanitário de um sistema integrado de tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Pan. Salud Publica/Pan. Am. J. Public Health**. n.14(6), 2003.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; PAVINATO, P. S.; SILVEIRA, M. J. D. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. **Ciência Rural**, v. 34, n. 6, 2004.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejetos líquidos de suínos: II - perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, 2005.

BASTOS, R. K. X; NEVES, J. C. L.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. V.; CARVALHO, G. R. M. Avaliação da contaminação de hortaliças irrigadas com esgotos sanitários. **XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. Cancun, México, outubro, 2002.

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; RODRIGUES DA SILVA, T.; PAZ ARRUDA TEO, C. R.; MARTINS GOMES, B. Alfaca irrigada com águas residuárias de atividades agroindustriais. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 27, n. 4, 2005.

BAUMGARTNER, D.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, T. D.; TEO, C. R. P. A.; VILAS BOAS, M. A. Reúso de águas residuárias da piscicultura e da suinocultura na irrigação da cultura da alfaca. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 1, p. 152-163, 2007.

BELMONT, M. A.; METCALFE, C. D. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants—a laboratory-scale study. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 4, p. 233-247, 2003.

BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X. Utilização de esgotos sanitários para produção de alimentos para animais: aspectos sanitários e produtivos. **Revista Ceres**. n.56(4), p. 480-487, 2009.

BOCK, E. S. I; STÜVEN, R.; ZART, D. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. **Archives of Microbiology**, v. 163, n. 1, p. 16-20, 1995.

BRASIL. Lei Nº 10831, de 23 de dezembro de 2003. Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. Presidência da República; Casa Civil; Subchefia para Assuntos Jurídicos; Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/2003/L10.831.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2003/L10.831.htm)> Acesso em 11 de outubro de 2010.

Brasil, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. 160 p. Viçosa, MG. 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. suplemento, 2005.

- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in a constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- BRIX, H.; ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water science and technology**, v. 44, n. 11-12, p. 47-54, 2001.
- CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; BERTONHA, A.; MUNIZ, A. S. Effects of wastewater from a cassava industry on soil chemistry and crop yield of lopsided oats (*Avena strigosa* Schreb.). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 1, p. 19-26, 2010.
- CABRAL, J. R.; DE FREITAS, P. S.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 8, 2011.
- CAMPOS, A. T.; FERREIRA, W. A.; PACCOLA, A. A.; LUCAS JÚNIOR, J. D.; ULBANERE, R. C.; CARDOSO, R. M.; CAMPOS, A. T. Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos, em sistema intensivo de produção de leite. **Ciênc Agrotec**, v. 26, n. 2, p. 426-438, 2002.
- CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; SMANHOTTO, A.; NÓBREGA, L. H.; DE QUEIROZ, M. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 14, n. 7, 2010.
- CARVALHO, A. M.; JUNQUEIRA, A. M. R.; VIEIRA, J. V.; REIS, A.; SILVA, J. B. C. D. Produtividade, florescimento prematuro e queima-das-folhas em cenoura cultivada em sistema orgânico e convencional. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.23, n.2, p.250-254, abr-jun, 2005.
- CARVALHO, D. F. D.; OLIVEIRA NETO, D. H. D.; FELIX, L. F.; GUERRA, J. G. M.; SALVADOR, C. A. Yield, water use efficiency, and yield response factor in carrot crop under different irrigation depths. **Ciência Rural**, v. 46, n. 7, p. 1145-1150, 2016.
- CARVALHO, M. E.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. Tratamento de águas residuárias combinadas (Despejos domésticos e efluentes industriais) utilizando lagoas de estabilização em escala real. **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, 1999.
- CAVALLET, L. E.; LUCCHESI, L. A.; MORAES, A. D.; SCHIMIDT, E.; PERONDI, M. A.; FONSECA, R. D. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzimas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 724-729, 2006.
- CECÍLIO FILHO, A. B.; & PEIXOTO, F. D. C. Acúmulo e exportação de nutrientes em cenoura 'Forto'. **Revista Caatinga**, p. 64-70, 2013.
- CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.
- CHAN, K. Y.; DAVEY, B. G.; GEERING, H. R. Adsorption of magnesium and calcium by a soil with variable charge. **Soil Science Society of America Journal**, v. 43, n. 2, p. 301-304, 1979.
- CHICONATO, D. A., DE SIMONI, F., GALBIATTI, J. A., FRANCO, C. F., & CAMELO, A. D. Resposta da alfaca à aplicação de biofertilizante sob dois níveis de irrigação. **Bioscience Journal**, p. 392-399, 2013.
- COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte/Efficiency of sewage treatment

with septic tanks followed by constructed wetlands with different support materials. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 172, 2013.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. Reed beds an constructed wetlands for wastewater treatment. Swindon: WRcplc, 184p., 1996.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Paraíba, v.3, n. 1, 1º semestre, 2003.

COSTA, E. A.; FIGUEIREDO, E. A. T.; CHAVES, C. S.; ALMEIDA, P. C.; VASCONCELOS, N. M.; MAGALHÃES, I. M. C.; MORAES, A. F.; PAIXÃO, L. M. N. Avaliação microbiológica de alfices (*Lacuta sativa*. L) convencionais e orgânicas e a eficiência de dois processos de higienização. **Alimentos e Nutrição**. Araraquara, v. 23, n. 3, p. 387-392, 2012.

CUBA, R. S.; RIOS DO CARMO, J.; SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G. Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 3, 2015.

DAMASCENO, A. P. A. B. **Desinfecção de águas servidas através de tratamento térmico utilizando coletor solar**. Tese: doutorado, USP/ESALQ, Piracicaba, 75p., 2015.

DANTAS, I. L. A. **Análise microbiológica de cenoura e beterraba irrigadas com águas residuárias domésticas tratadas**. Dissertação: mestrado, UFS/PRORH, São Cristovão-SE, 79p., 2015.

DANTAS, I. L. A.; FACCIOLI, G. G.; MENDONÇA, L. C.; NUNES, T. P.; VIEGAS, P. R. A.; DE SANTANA, L. O. G. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus* L.) / Viability of using treated wastewater for the irrigation of radish (*Raphanus sativus* L.). **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 1, p. 109, 2014.

DAVIES, C. M.; BAVOR, H. J. The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. **Journal of Applied Microbiology**, v. 89, n. 2, p. 349-360, 2000.

DE AMORIM, F.; FIA, R.; PASQUALIN, P. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; SILVA, J. R. M. Capim-tifton 85 cultivado em sistema alagado construído com elevadas taxas de aplicação/Tifton grass in constructed wetlands with high loads. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 23, n. 3, p. 241, 2015.

DECEZARO, S. T.; SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; BERGMANN, I.; CARVALHO JÚNIOR, O. D. Implantação e início de operação de filtros plantados com macrófitas para tratamento de efluentes de bovinocultura de leite.

DIAS, J. E. **Monitoramento do uso da terra e dos níveis de nutrientes do solo no Sistema Integrado de Produção Agroecológica utilizando geoprocessamento**. Tese (Doutorado em Fitotecnia). Departamento de Fitotecnia, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro 111p. Seropédica, RJ.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R. D.; NÓBREGA, L. H.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 87-93, 2010.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 302-310, 2008.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.

DUNNE, E. J.; CULLETON, N.; O'DONOVAN, G.; HARRINGTON, R.; OLSEN, A. E. An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. **Ecological Engineering**, v. 24, n. 3, p. 219-232, 2005.

EDELSTEIN, M.; PLAUT, Z.; DUDAI, N.; BEN-HUR, M. Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) responses to fertilization and salinity under irrigation conditions. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 1, p. 215-221, 2009.

EL-NASR, M. E. A.; IBRAHIM, E. A. Effect of different potassium fertilizer rates and foliar application with some sources of potassium on growth, yield and quality of carrot plants (*Daucus carota* L.). **Plant Production, Mansoura Univ**, v. 2, n. 4, p. 559-569, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise do solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 247p., 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa Informática Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 370p., 1999.

ERTHAL, V. J.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. D. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 458-466, 2010.

ERTHAL, V. J.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. D.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.

FAGERIA, V. D. Nutrient interactions in crop plants. **Journal Of Plant Nutrition**, v. 24, n. 8, p. 1269-1290, 2001.

FARIAS, E. W. C. **Pesquisa de oocistos de *Cryptosporidium* spp e *Salmonella* spp em amostras de águas de esgoto e águas de córrego da cidade de São Paulo**. Dissertação: mestrado, USP/ICB, São Paulo, 109p., 2000.

FASCIOLO, G.; CALDERÓN, E.; MECA, M. I.; REBOLLO, M. Contaminación microbiológica en ajos y suelos regados con efluentes domésticos tratados. Mendoza (Argentina). **Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias**, v. 37, n. 1, p. 31-40, 2005.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n.6, p.1039-1042, 2011.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; ABREU, E. C. Influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 542, 2015.

FIGUEIREDO, C. C. D.; RAMOS, M. L. G.; PIMENTEL, C. M. M.; MENEZES, A. M. D. Mineralização de esterco de ovinos e sua influência na produção de alface. **Horticultura Brasileira**. v. 30, n. 1, 2012.

FIGUEIREDO, M. C. B. D.; ARAÚJO, L. D. F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. D. F.; PAULINO, W. D.; MORAIS, L. D. F. S. D. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Eng. sanit. ambient**, p. 167-174, 2005.

FIGUEIREDO NETO, A.; DE OLIVEIRA, S. B.; DOS SANTOS LIMA, M.; DA ROCHA AMORIM, M.; FIGUEIREDO, R. M. C. Efeito do composto orgânico nas características físico-químicas de cenoura "Brasília". **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v.12, n.1, p.61-66, 2010.

FOCO, M. L. R.; DOS REIS LOPES, G. P.; NOUR, E. A. A. Remoção de nitrogênio em sistema combinado anóxico-aeróbio com biomassa imobilizada. **Eng Sanit Ambient**, v. 20, n. 1, p. 55-64, 2015.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. **Remoção de coliformes totais e fecais – *Escherichia coli* no tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial**. Parte da Tese de doutorado do 1º autor: convênio DEA/UFV e DVDT/COPASA MG. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO, Vitória, ES. **Anais**. Vitória, 2000.

FREIRE, J. L. O.; DA SILVA, J. E.; DE LIMA, J. M.; DE ARRUDA, J. A.; RODRIGUES, C. R. Desempenho fitotécnico e teores clorofilianos de cultivares de alfaces crespas produzidas com fertilização à base de urina de vaca no Seridó paraibano. **Agropecuária científica no semiárido**, v. 12, n. 3, p. 258-267, 2017.

FRIZZONE, J. A.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; FARIA, M. A. **Microirrigação: gotejamento e microaspersão**. Maringá: Eduem, 2012. 356 p.

GAJEWSKI, M.; WEGLARZ, Z.; SEREDA, A.; BAJER, M.; KUCZKOWSKA, A.; MAJEWSKI, M. Carotenoid accumulation by carrot storage roots in relation to nitrogen fertilization level. **Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca**. v. 38, n. 1, p. 71, 2010.

GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; DE OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 99-105, 2008.

GIAFFERIS, G. P. **Avaliação do potencial de reuso agrícola do efluente de uma estação de tratamento de esgoto com alagados construídos**. Tese de doutorado: Faculdade de Ciências Agrônômicas, UNESP/Botucatu, 124p., 2011.

GODOY JUNIOR, E. **Desenvolvimento e avaliação de uma miniestação ecoeficiente de tratamento de esgoto e reuso de águas, com sistema registrador queimador, para baixas vazões de biogás e cogeração de energia**. Tese de doutorado: Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica – UNESP/Guaratinguetá, 158p., 2010.

GONÇALVES, F. A. R.; AQUINO, L. A. D.; DEZORDI, L. R.; CLEMENTE, J. M.; NOVAIS, R. F. DRIS indices in three phenological stages of the carrot crop. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 47, n. 1, p. 31-40, 2017.

GUIMARAES, G. P.; ALVES, D. G.; JORGE, M. F.; NASCENTES, A. L.; de PINHO, C. F.; SILVA, L. D. Removal of nitrogen and phosphorus from cattle farming wastewater using constructed wetland system. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 44, p. 4542-4550, 2016.

GUIMARÃES, L. A.; DIAS, L. E.; ASSIS, I. R. D.; CORDEIRO, A. L. Cultivation of vetiver in saline tailings contaminated with arsenic under phosphorus doses. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 10, p. 891-896, 2016.

HENZ, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. C.; ARVIN, E. Wastewater treatment. **Biological and Chemical Processes**. 2<sup>nd</sup> ed., German: Springer, 1997.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil, Agricultura, Indústria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.7, n.4, p. 75-95, 2002.

HOCHMUTH, G. J.; BRECHT, J. K.; BASSETT, M. J. Nitrogen fertilization to maximize carrot yield and quality on a sandy soil. **HortScience**, v. 34, n. 4, p. 641-645, 1999.

HOMEM, B. G. C.; NETO, O. B. A.; CONDE, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, v. 42, n. 3, p. 299-309, 2014.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; BASTOS, M. C.; REIS, T. K. B.; JONAS, T. C.; SERRA, W.; GOMES, J. P. Efeito do uso do efluente de reator anaeróbio compartimentado na fertirrigação da cenoura. **Ecossistema**, v. 28, n. 2, 2003.

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente**. Tese de doutorado:

Programa de Pós Graduação em Engenharia (Hidráulica e Sanitária) –EESC/USP, 157p., 2006.

JUCHEN, C. R.; SUSZEK, F. L.; VILAS BOAS, M. A. Irrigação por gotejamento para produção de alface fertirrigada com águas residuárias agroindustriais. **Irriga.** Botucatu, v. 18, n. 1, p. 243-256, 2013.

KANTAWANICHKUL, S.; SATTAYAPANICH, S.; VAN DIEN, F. Treatment of domestic wastewater by vertical flow constructed wetland planted with umbrella sedge and Vetiver grass. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 6, p. 1345-1351, 2013.

KASEKER, J. F.; BASTOS, M. C.; CONSALTER, R.; MÓGOR, Á. F. Alteração do crescimento e dos teores de nutrientes com utilização de fertilizante organomineral em cenoura. **Revista Ceres**, v. 61, n. 6, 2014.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study. **Water research**, v. 38, n. 3, p. 681-687, 2004.

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, n. 2, p. 248-257, 2009.

KORDATOU, I.; MICHAEL, C.; DUAN, X.; HE, X.; DIONYSIOU, D. D.; MILLS, M. A.; FATTA-KASSINOS, D. Dissolved effluent organic matter: characteristics and potential implications in wastewater treatment and reuse applications. **water research**, v. 77, p. 213-248, 2015.

KOREN, D.W.; GOULD, W.D.; BÉRDARD, P. Biological removal of ammonia and nitrate from simulated mine and mill effluents. **Hydrometallurgy**, n. 56, pp. 127 - 144, 2000.

KWIATKOWSKI, C. A.; HALINIARZ, M.; KOLODZIEJ, B.; HARASIM, E.; TOMCZYNSKA-MLEKO, M. Content of some chemical components in carrot (*Daucus carota* L.) roots depending on growth stimulators and stubble crops. **Journal of Elementology**. v. 20, n. 4, 2015.

LANGERGRABER, G. Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: A review. **Vadose Zone Journal**, v. 7, n. 2, p. 830-842, 2008.

LEPSCH, I. F. **19 lições de Pedologia**. São Paulo. Oficina de Textos, 2016.

LIMA JUNIOR, J. A.; PEREIRA, G. M.; GEISENHOFF, L. O.; DA SILVA, W. G.; BOAS, R. C. V.; DE SOUZA, R. J. Desempenho de cultivares de cenoura em função da água no solo. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 514-520, 2012.

LIMA, S. M. S.; HENRIQUE, I. N.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUSA, J. T.; ARAÚJO, H. W. C. Qualidade sanitária e produção de alface irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 9, p. 21-25, 2005.

LIMA, M. E. D.; CARVALHO, D. F. D.; SOUZA, A. P. D.; GUERRA, J. G. M.; RIBEIRO, R. D. L. D. Desempenho da alface em cultivo orgânico com e sem cobertura morta e diferentes lâminas d'água. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 06, p. 1503-1510, 2009.

LIN, X.; LAN, C.; SHU, W. Treatment of landfill leachate by subsurface-flow constructed wetland: a microcosm test. In: **Proceedings of the third international conference on vetiver and exhibition: vetiver and water**. Guangzhou, China. 2003. p. 216-223.

LOBO, T. F.; GRASSI FILHO, H.; FRANZOLIN, A. B. Eficiência do manejo do nitrogênio químico e orgânico aplicado através de irrigação com água residuária na alface. **Environmental Research Science & Technology**, v. 1, n. 1, p. 43-55, 2016.

LO MONACO, P. A. **Fertirrigação do cafeeiro com águas residuária da lavagem e descascamento de seus frutos**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola, UFV, Viçosa, 96 p. 2005.

LOPES, W. D. A. R.; DE NEGREIROS, M. Z.; DA SILVA TEÓFILO, T. M.; VIEIRA ALVES, S. S.; MALALA MARTINS, C.; DE SOUSA NUNES, G. H.; COSTA

GRANGEIRO, L. Produtividade de cultivares de cenoura sob diferentes densidades de plantio. **Revista Ceres**, v. 55, n. 5, 2008.

LOURES, A. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

LUEDERITZ, V.; ECKERT, E.; LANGE-WEBER, M.; LANGE, A.; GERSBERG, R. M. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 2, p. 157-171, 2001.

LUZ, J. M. Q.; SILVA JÚNIOR, J. A.; TEIXEIRA, M. S.; SILVA, M. A.; SEVERINO, G. M.; MELO, B. D. Desempenho de cultivares de cenoura no verão e outono-inverno em Uberlândia-MG. **Horticultura Brasileira**, v. 27, n. 1, jan.-mar, p. 096-099, 2009.

MALAVOLTA, E. **ABC da análise de solos e folhas**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1992, 126p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1997. 319 p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.

MANETTI, F. A.; SILVA, N.; SILVA, R. R.; BISPO, M. L.; GIMENEZ, J. I. Estimativa de características comerciais em diferentes genótipos de cenoura. **Horticultura Brasileira**, v. 27, n. 2, 2009.

MANTOVI, P., Marmioli, M., Maestri, E., Tagliavini, S., Piccinini, S., & Marmioli, N. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. **Bioresource Technology**, v. 88, n. 2, p. 85-94, 2003.

MARTINS, C. R.; PERERIRA, P. A. P.; LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. Ciclos globais de carbono, nitrogênio e enxofre: A importância na química da atmosfera. **Cadernos temáticos da Química Nova na Escola**. n. 5, 14p., 2003.

MATOS, A.T.; **Disposição de águas residuárias no solo**. Viçosa, MG: AEAGRI, (Caderno Didático n. 38), 142p., 2007.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Engenharia na Agricultura**, v. 17, n. 5, p. 383-391, 2009.

MATOS, A. T. D.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. D. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010.

MATTOS, K. M. C. **Viabilidade da irrigação com água contaminada por esgoto doméstico na produção hortícola**. Tese: doutorado, Faculdade de Ciências Agrônomicas/UNESP, 168p., 2003.

MEDEIROS, S. D. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C.; MATOS, A. D.; SOUZA, J. D. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.

MENDES, P. E. F.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Efluente tratado na agricultura: aspectos agrônomicos e sanitários no cultivo do rabanete. **Revista Brasileira De Agricultura Irrigada-Rbai**, v. 10, n. 1, p. 428-438, 2016.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; DA ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. E.; OTENIO, M. H.; BORGES, C. A. V. Crescimento de Cana-de-Açúcar sob Aplicação de Biofertilizante da Bovinocultura e Ureia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 4, p. 973-987, 2016.



METCALF & EDDY; TCHOBANOGLIOUS, G; BURTON, F. L. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3rd ed., New York: McGraw-Hill, 134p., 1991.

MILHOMENS, K. K. B.; DO NASCIMENTO, I. R.; DE CASTRO TAVARES, R.; FERREIRA, T. A.; SOUZA, M. E. Avaliação de características agrônômicas de cultivares de alface sob diferentes doses de nitrogênio. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 1, p. 143-148, 2015.

MONIRUZZAMAN, M.; AKAND, M. H.; HOSSAIN, M. I.; SARKAR, M. D.; ULLAH, A. Effect of Nitrogen on the Growth and Yield of Carrot (*Daucus carota* L.). **The Agriculturists**, v. 11, n. 1, p. 76-81, 2013.

MUBASHIR, M.; MALIK, S. A.; KHAN, A. A.; ANSARI, T. M.; WRIGHT, S.; BROWN, M. V.; ISLAM, K. R. Growth, yield and nitrate accumulation of irrigated carrot and okra in response to nitrogen fertilization. **Pakistan Journal of Botany**. v. 42, n. 4, p. 2513-2521, 2010.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; JUENEN, J. G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiol. Ecol.**, n. 16, p. 177 – 184, 1995.

OLIVEIRA, D. M.; SOARES, A. K. M.; MARTINS, C. C.; MOREIRA, L. B. Caracterização Morfológica e Agrônômica de Variedades de Arroz Vermelho em Sistema de Produção Agroecológica. **Rev. Bras. De Agroecologia/nov**, v. 4, n. 2, p. 2138, 2009.

PANDEY, M. K., JENSSEN, P. D., KROGSTAD, T., & JONASSON, S. Comparison of vertical and horizontal flow planted and unplanted subsurface flow wetlands treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 1, p. 117-123, 2013.

PATERNINI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): avaliação do uso de dispositivo para concentração dos raios solares. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 1, p. 9-13, 2005.

PARADELA, A. L.; HUSSAR, G. J.; ALMEIDA, R. M. A.; ROMÃO, A. P.; GONÇALVES, R. H.; MIYAMOTO, L. Ação de compostos na descontaminação de beterraba com bactérias do grupo coliformes. **Engenharia Ambiental**. Espirito Santo do Pinhal, v. 3, n. 1, p. 42-51, 2006.

PEIXOTO FILHO, J. U.; FREIRE, M. B. D. S.; FREIRE, F. J.; MIRANDA, M. F.; PESSOA, L. G.; KAMIMURA, K. M. Produtividade de alface com doses de esterco de frango, bovino e ovino em cultivos sucessivos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 17, n. 4, 2013.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação de mestrado: Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental-UFSM, 147p., 2013.

PELISSARI, C., DECEZARO, S. T., BENTO, A. P., WOLFF, D. B., & SEZERINO, P. H. Wetlands construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. **Revista Engenharia e Construção Civil (ISSN 2358-0259)**, v. 2, n. 2, 2015.

PELISSARI, C.; PAULO, M.; PELISSARI, S.; Decezaro, S. T.; Sezerino, P. H; BENTO, A.; WOLFF, D. B. Comportamento inicial de wetlands construídos empregados no tratamento de efluentes da bovinocultura de leite. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 9, n. 2, 2012.

PELISSARI, C., SEZERINO, P. H., DECEZARO, S. T., WOLFF, D. B., BENTO, A. P., DE CARVALHO JUNIOR, O., & PHILIPPI, L. S. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 307-310, 2014.

PEREIRA, M. A. B.; DOTTO, M. C.; BESSA, N. F. G.; DA SILVA, M. G.; ERASMO, E. A. L. Produção e qualidade sanitária de alface adubada com efluente de fossa séptica biodigestora. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 5, n. 1, p. 115-130, 2012.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M.; KOETZ, P. Filtro anaeróbio utilizado como pós-tratamento de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) para dejetos de suinocultura. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 10, n. 3, 2004.

PHILIPS, A. M. L. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. Tese de doutorado: Programa de Pós Graduação em Engenharia Química-UFSC, 194p., 2008.

PHILIPPI, L. S.; DA COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water science and technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; MAGRI, M. E. Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under different loading rates. In: **10th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control**. Lisboa: IWA. p. 631-639, 2006.

PIMENTEL, M. S.; LANA, Â. M. Q.; DE-POLLI, H. Rendimentos agrônômicos em consórcio de alface e cenoura adubadas com doses crescentes de composto orgânico. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 1, p. 106-112, 2009.

PRIOR, M.; SMANHOTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NOBREGA, L. H. P.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Accumulation and percolation of phosphorus in the soil due to the application of wastewater from swine farming in maize culture (*Zea mays* L.). **Applied Research & Agrotechnology**, v. 2, n. 1, 2009.

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

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; GOMES, O. P.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, v. 34, n. 5, 2004.

QUELUZ, J. G. T.; NICOLETE, D. A. P.; ALVES, T. R.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Estimativa do tempo de exposição à radiação solar para desinfecção de águas residuárias domésticas. **Scientia Plena**. v. 11, n. 5, 6p., 2015

RAMOS, N. D. F. S.; BORGES, A. C.; GONÇALVES, G. C.; MATOS, A. T. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Eng. Sanit. Ambient**, 2017.

RAZOLLINI, M. T. P. **Avaliação sanitária de águas residuárias provenientes de lagoas de estabilização para irrigação de culturas agrícolas no estado de São Paulo**. Tese: doutorado, DSA/Faculdade de Saúde Pública – USP, 207p., 2003.

RESENDE, G. M.; & BRAGA, M. B. Características produtivas de cultivares de cenoura em plantio de inverno sob cultivo orgânico. **Horticultura Brasileira**, v. 32, n. 01, p. 102-106, 2014.

RESENDE, G. M.; YURI, J. E.; COSTA, N. D.; MOTA, J. H. Adaptação de cultivares de cenoura em sistema orgânico de cultivo em condições de temperaturas elevadas. **Horticultura Brasileira**, v. 34, n. 1, p. 121- 125, 2016.

RICO, C.; GARCÍA, H.; RICO, J. L. Physical–anaerobic–chemical process for treatment of dairy cattle manure. **Bioresource technology**, v. 102, n. 3, p. 2143-2150, 2011.

RIVERA, F.; WARREN, A.; RAMIREZ, E.; DECAMP, O.; BONILLA, P.; GALLEGOS, E.; SÁNCHEZ, J. T. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 211-218, 1995.

ROCHA, F. A.; ROCHA, F. S.; BARRETO, L. V.; TAGLIAFERRE, C.; DA SILVA, J. O. Análise do desempenho de uma estação de tratamento de água convencional automatizada. **Ministério da Educação Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia**, p. 70, 2009.

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

SALGADO, A. S.; GUERRA, J. G. M.; ALMEIDA, D. D.; RIBEIRO, R. D. L. D.; ESPINDOLA, J. A. A.; SALGADO, J. A. D. A. Consórcios alface-cenoura e alface-rabanete sob manejo orgânico. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 41, n. 7, p. 1141-1147, 2006.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.26, n.1, p.45-57, 2006.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Desenvolvimento da alface Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, 2007.

SANTANA, L. R. R. D.; Carvalho, R. D. S.; Leite, C. C.; Alcântara, L. M.; Oliveira, T. W. S. D. Qualidade física, microbiológica e parasitológica de alfaces (*Lactuca sativa*) de diferentes sistemas de cultivo. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, n. 26, v. 2, p. 264-269, 2006.

SANTOS, C. A. B.; ZANDONÁ, S. R.; ESPINDOLA, J. A. A.; GUERRA, J. G. M.; RIBEIRO, R. Efeito de coberturas mortas vegetais sobre o desempenho da cenoura em cultivo orgânico. **Horticultura Brasileira, Brasília**, v. 29, n. 1, p. 103-107, 2011.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MONTOVANI, E. C.; BATISTA, R. O.; MELO, J. C. Contaminação microbiológica do solo e dos frutos de cafeeiros fertirrigados com esgoto sanitário. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa-MG, v. 14, n. 1, p. 16-22, 2006.

SCHIERUP, H. H.; BRIX, H.; LORENZEN, B. Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark—state of the art. **Constructed wetlands in water pollution control**, v. 495, 1990.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L.; DRESSLER, V. L. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1289-1297, 2011.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de doutorado: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental-UFSC, 171p., 2006.

SEZERINO, P. H.; OLIJNYK, D. P.; BENTO, A. P.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de efluente doméstico combinado com efluente agroindustrial utilizando filtro plantado com macrófitas – constructed wetlands. 2007.

SILVA, E. M. N. C. P.; FERREIRA, R. L. F.; DE SOUZA RIBEIRO, A. M. A.; NETO, S. E. A.; KUSDRA, J. F. Desempenho agrônomico de alface orgânica influenciado pelo sombreamento, época de plantio e preparo do solo no Acre. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 6, p. 468-474, 2015.

SILVA, J. B. G. **Uso de água residuária de bovinocultura de leite no cultivo da figueira (*Ficus carica L.*): efeitos no solo e na cultura**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. 86 p. Viçosa, MG. 2012.

SILVA, J. B. G.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; DE SOUSA OLIVEIRA, A. P.; DA SILVA, L. B. D. Concentração de metais em um solo adubado com água residuária da bovinocultura de leite. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 24, n. 4, p. 357-367, 2016.

SILVA, S. C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese de doutorado: em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, UNB, 205p., 2007.

SMOLEŃ, S.; SADY, W. The effect of nitrogen fertilizer form and foliar application on the concentrations of twenty-five elements in carrot. **Folia Horticulturae**. v. 21, n. 1, p. 3-16, 2009.

SOUSA, J. T. D.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. D. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Eng. sanit. ambient**, p. 285-290, 2004.

SOUSA, J. T.; HENRIQUE, I. N.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S. Tratamento de águas residuárias: uma proposta para a sustentabilidade ambiental. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Campina Grande-PB, suplemento especial, n. 1, p. 90-97, 2006.

SOUZA, G. B.; NOGUEIRA, A. R. A. **Manual de laboratório: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos**. São Carlos, Embrapa Pecuária Sudeste. 334p, 2005.

SOUZA, J. A. A.; BATISTA, R. O.; RAMOS, M. M.; SOARES, A. A. Contaminação microbiológica do perfil do solo com esgoto sanitário. **Acta Scientiarum Technology**. Maringá, v. 33, n. 1, p. 5-8, 2011.

SOUZA, R. S. D.; REZENDE, R.; HACHMANN, T. L.; LOZANO, C. S.; ANDRIAN, A. F. B. A.; FREITAS, P. S. L. D. Lettuce production in a greenhouse under fertigation with nitrogen and potassium silicate. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 39, n. 2, p. 211-216, 2017.

STROUS, M.; HEIJNEN, J.J.; JETTEN, M.S.M. The sequencing batch reactor as a powerfull tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Appl. Microbiol Biotechnology**. n. 50, p. 589 – 596, 1998.

TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 17-26, 1995.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria Frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento**. Tese de doutorado: Programa de Pós Graduação em Engenharia Química-UFSC, 154p., 2014.

TEODORO, M. S.; SEIXAS, F. J. S.; LACERDA, M. N.; ARAÚJO, L. M. S. Produção de alface (*Lactuca sativa* L.) sob diferentes doses de vermicomposto. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 1, p. 18-22, 2016.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com o emprego de filtros de areia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 287-294, 2012.

TRANI, P. E.; MINAMI, K; RAIJ, B.; SAKAI, E; MELLO, S. C.; TIVELLI, S. W. Calagem em cultivos sucessivos de cenoura e alface. **Horticultura Brasileira**, v. 24, n. 1, jan.-mar. 2006.

TRAVIS, M. J.; WEISBROD, N.; GROSS, A. Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. **Ecological Engineering**, v. 39, p. 81-89, 2012.

TRUONG, P.; HART, B. Vetiver System for Wastewater Treatment. **Tech. Bull**, n. 2001/2, 2001.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver/Removal

of nitrogen and phosphorus from wastewater in a constructed wetland system using vetiver grass. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 87, 2012.

VAN LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic wastewater treatment. **biological wastewater treatment, principles, modelling and design**, p. 415-456, 2008.

VARALLO, A. C. T.; DE SOUZA, J. M.; REZENDE, S. S. R.; SOUZA, C. F. Avaliação da qualidade sanitária da alface (*Lactuca sativa*, L.) irrigada com água de reúso comparada com amostras comercializadas. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 2, p. 295, 2011.

VEIGA, M. D.; PANDOLFO, C. M.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; SPAGNOLLO, E. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 12, p. 1766-1773, 2012.

VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. Dissertação de mestrado: Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, UFLA, 162p., 2013.

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 5, p. 633-646, 2002.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Science of the Total Environment**. v. 380, p. 48-65, 2007.

WITHERS, P. J.; CLAY, S. D.; BREEZE, V. G. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 1, p. 180-188, 2001.

XAVIER, J. D. F.; DE AZEVEDO, C. A. V.; DE ARAÚJO, A. C.; AZEVEDO, M. R. D. Q. A.; FERNANDES, J. D. Composição mineral da parte aérea de cultivares de alface irrigada com água residuária em sistema hidropônico. **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC' 2016**. In: Rafain Palace Hotel & Convention Center- Foz do Iguaçu - PR 29 de agosto a 1 de setembro de 2016.

XIA, H.; LIU, S.; AO, H. A study on purification and uptake of garbage leachate by vetiver grass. In: **Proceedings of the Second International Conference on Vetiver. Thailand**. 2000. p. 18-22.

XIONG, J.; GUO, G.; MAHMOOD, Q.; YUE, M. Nitrogen removal from secondary effluent by using integrated constructed wetland system. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 4, p. 659-662, 2011.

YAMAGUCHI, M. U.; ZANQUETA, É. B.; MOARAI, J. F.; FRAUSTO, H. S. E. G.; SILVÉRIO, K. I. Qualidade Microbiológica De Alimentos E De Ambientes De Trabalho: Pesquisa De *Salmonella* e *Listeria*. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**. v. 6, n. 3, p. 417-434, 2013.

ZANFIROV, C. A.; CORREA, C. V.; CARPANETTI, M. G.; CORREA, F. F.; CARDOSO, A. I. I. Produção de cenoura em função das doses de potássio em cobertura. **Horticultura Brasileira**, v. 30, n. 4, p. 747-750, 2012.

ZÁRATE, N. A. H.; VIEIRA, M. C.; GIULIANI, A. R.; HELMICH, M.; CHIQUITO, E. G.; AMADORI, A. H. Taro 'Chinês' em cultivo solteiro e consorciado com cenoura 'Brasília' e alface 'Quatro Estações'. **Horticultura Brasileira**, v. 24, n. 3, p. 324-328, 2006.