

**MARINE CIRINO GROSSI REIS**

**TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO CULTIVADOS COM FORRAGEIRAS:  
BALANÇO HÍDRICO E DE POLUENTES**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientadores: Fernando França da Cunha  
Roselir Ribeiro da Silva

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

R375t  
2022  
Reis, Marine Cirino Grossi, 1985-  
Tanques de evapotranspiração cultivados com forrageiras:  
balanço hídrico e de poluentes / Marine Cirino Grossi Reis. –  
Viçosa, MG, 2022.  
1 tese eletrônica (132 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndice.

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Engenharia Agrícola, 2022.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2022.401>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Águas residuais - Aspectos ambientais. 2. Saneamento.  
3. Esgotos. 4. Evapotranspiração. I. Borges, Alisson Carraro,  
1977-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de  
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 628.162

Bibliotecário(a) responsável: Bruna Silva CRB6/2552

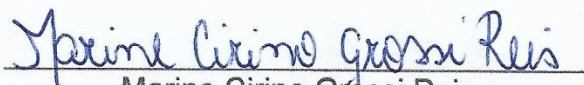
MARINE CIRINO GROSSI REIS

TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO CULTIVADOS COM FORRAGEIRAS:  
BALANÇO HÍDRICO E DE POLUENTES

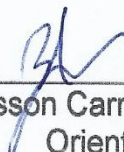
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 24 de fevereiro de 2022.

Assentimento:



Marine Cirino Grossi Reis  
Autora



Alisson Carraro Borges  
Orientador

*À memória dos meus tios José de Paula  
Cirino Sobrinho e João de Souza Gomes  
e às famílias de todas as vítimas da  
COVID-19.*

*OFEREÇO*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus pela minha vida, saúde e por me dar forças para realizar este sonho. Senhor, não sou digna de tanto, mas agradeço.

Aos meus filhos Lia e Lucas, meus grandes amores, pelas alegrias diárias, por entenderem minha ausência em muitos momentos e por serem minha maior motivação.

Ao meu esposo Gustavo, por apoiar incondicionalmente meu trabalho, pela ajuda em várias etapas deste projeto, pelo companheirismo e amor de tantos anos.

Aos meus pais, Alberto e Geralda, por todo o amor e trabalho dedicados à nossa família, por possibilitarem que eu seguisse meus sonhos e pelas orações que me fortalecem. Obrigada por tudo, amo vocês.

Aos meus irmãos, Clayton e Fernanda, que me mesmo de longe se fazem presentes, pelos bons momentos compartilhados, pelo amor que nos une.

Aos meus sogros Maria Luiza e José Sebastião, por todo apoio com as crianças, pela companhia nas viagens à Viçosa e todo o suporte diário.

Ao meu orientador, prof. Alisson, pela confiança depositada em meu trabalho, pelo apoio durante todo o percurso e por ser um entusiasta e incentivador da pesquisa ao alcance de todos. Para mim és exemplo de educador e ser humano.

Aos meus coorientadores, prof. Roselir e prof. Fernando, pelas colaborações no projeto e na escrita da tese e por me ajudarem em todos os momentos em que precisei. Vocês foram imprescindíveis.

A todos os colegas professores do Departamento Acadêmico de Agricultura e Ambiente, pela ótima convivência e incentivo.

Aos colegas Brauly e José Victor, pela ajuda em campo e no laboratório de Solos do IF Rio Pomba.

Ao professor José Ivo, pelos ajuda fundamental nas análises estatísticas e pela disponibilidade de sempre.

Ao professor Valdir Botega, pelas orientações relativas ao manejo das forrageiras.

Ao Fabrício, que mais que um estagiário, foi também um amigo e dedicou muito tempo e esforço para a realização deste projeto.

Aos demais estagiários do projeto, Lídia, Ana Karolina e Guilherme, que realizaram suas atividades com responsabilidade e dedicação.

Aos meus colegas do Dinter, especialmente à Flávia Pereira, com quem compartilhei dúvidas e inquietações em diversos momentos.

Ao Setor de Agricultura do *campus* Rio Pomba, pelo trabalho árduo no campo, por não medirem esforços para me ajudar e me apoiarem em todos os momentos. Obrigada ao gerente André e a todos os funcionários do setor, especialmente Elton, Weverton, João Paulo e Gustavo.

À Simone Quintão pela ajuda nas análises biológicas no LQA e por ter se tornado uma pessoa querida mesmo em tão pouco tempo de convívio.

À Embrapa Gado de Leite, pelo fornecimento das mudas do capim BRS capiaçu e pelas recomendações no plantio.

À Biotrop, pelo fornecimento dos inoculantes, pelas recomendações e atendimento às minhas dúvidas.

A todos meus familiares, especialmente meus cunhados Ana Paula, Ronaldo, Nayara, Handerson e meus sobrinhos Saulo, Heloísa e Heitor. Obrigada pelos bons momentos juntos.

Ao Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais, *campus* Rio Pomba, por possibilitar a realização deste trabalho e por todo o apoio.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola pelo ensino de qualidade oferecido.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos meus alunos do IF Sudeste MG, *campus* Rio Pomba. Vocês me motivam a querer aprender sempre mais. Dedico esta conquista a vocês.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

*Não há ensino sem pesquisa e pesquisa sem ensino [...] Enquanto ensino continuo buscando, reprocurando. Ensino porque busco, porque indaguei, porque indago e me indago. Pesquisa para constatar, constatando, intervenho, intervindo educo e me educo. Pesquisa para conhecer o que ainda não conheço e comunicar ou anunciar a novidade.*

*(Paulo Freire)*

## **BIOGRAFIA**

MARINE CIRINO GROSSI REIS, filha de Alberto Magno Grossi e Geralda de Paula Cirino Grossi, natural de Silveirânia, Minas Gerais, nasceu em 19 de outubro de 1985.

Em março de 2005 iniciou o Curso de Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa, graduando-se em janeiro de 2010.

Em março de 2010 ingressou no programa de pós-graduação em nível de mestrado em Meteorologia Agrícola, na Universidade Federal de Viçosa, MG, tendo defendido a dissertação em fevereiro de 2012.

Em agosto de 2017, iniciou seus estudos no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Ambientais, em nível de Doutorado, pelo Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, MG, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2022.

## RESUMO

REIS, Marine Cirino Grossi, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2022. **Tanques de evapotranspiração cultivados com forrageiras: balanço hídrico e de poluentes.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: Fernando França da Cunha e Roselir Ribeiro da Silva.

Em áreas mais isoladas, com pouca assistência técnica e falta de recurso financeiro o saneamento ecológico pode ser alternativa interessante, pois visa o aproveitamento dos recursos naturais e locais. O tanque de evapotranspiração (TEvap) é um tipo especial de sistema alagado construído (SAC) para destinação das águas de vaso sanitário, cultivado com plantas de elevadas taxas transpiratórias. A evapotranspiração (ET) é uma variável muito importante para o TEvap, pois é responsável por promover a chamada “descarga zero” de efluentes, um diferencial em relação a outros sistemas. Até o momento existem poucos trabalhos científicos a respeito do TEvap, sendo a maioria das informações obtidas em trabalhos não publicados ou publicações não revisadas por pares. Desta forma, neste trabalho primeiramente objetivou-se apresentar o estado da arte sobre o TEvap e outros leitões de evapotranspiração, por meio de uma revisão de literatura sistematizada e de uma análise bibliométrica. Na sequência foi descrita a experiência com a implementação de experimento em ambiente aberto no qual se objetivou avaliar a capacidade evapotranspirativa de TEvap em escala piloto cultivados com as forrageiras *Cynodon* sp. (capim-tifton-85) e *Pennisetum* sp. (BRS capiaçu), em tanques com e sem faixas verticais de solo (capilares), em dois ciclos de cultivo. Por fim é descrito um experimento em casa de vegetação no qual se objetivou avaliar a remoção de poluentes, a perda de água e a produção de biomassa em TEvap cultivados com BRS capiaçu inoculados com ácido giberélico, com bactérias *Azospirillum brasilense* e com o consórcio de *Rhodopseudomonas palustris* e outros microrganismos. Os resultados confirmaram que, apesar de uma tendência de aumento nas publicações nos últimos anos, ainda existem poucos trabalhos sobre o tema. Os países que apresentaram maior número de publicações foram a Irlanda e os Estados Unidos, seguidos do Brasil, Austrália, Canadá e Eslovênia. A ET acumulada nos tanques com capim BRS capiaçu foi 27,93% e 45,89% superior à dos tanques com capim-tifton-85 no primeiro e segundo ciclo, respectivamente. Não foram obtidas diferenças significativas na ET dos tanques com e sem faixa de solo. A inoculação com ácido giberélico e com os

microorganismos não promoveu incrementos significativos na remoção de poluentes, ET e produção de biomassa da forrageira. Foram encontradas elevadas eficiências de remoção mássica de nitrogênio, fósforo, sódio, potássio e demanda química de oxigênio (DQO) variando entre 82,34% e 99,56%. Os valores de coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ ) foram altos com médias respectivamente iguais a 2,37 e 1,76 para TEvap em ambiente aberto cultivados com BRS capiaçu e capim-tifton-85 e a 2,16 para TEvap em casa de vegetação cultivados com BRS capiaçu. A adsorção de íons pelo solo e a fotossíntese das plantas mostraram-se processos importantes para a o balanço de poluentes nos TEvap. Acredita-se que as perdas por gases e a adsorção pelo substrato cerâmico também contribuíram para a remoção de poluentes no sistema, no entanto, estes fatores devem ser melhor investigados em outros estudos.

Palavras-chave: Bacia de evapotranspiração. Descarga zero. Esgoto. Leito de evapotranspiração. Saneamento ecológico.

## ABSTRACT

REIS, Marine Cirino Grossi, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2022. **Evapotranspiration tanks cultivated with forages: water and pollutants balance.** Advisor: Alisson Carraro Borges. Co-advisors: Fernando França da Cunha and Roselir Ribeiro da Silva.

Ecological sanitation can be an interesting alternative in isolated areas, with little technical assistance and lack of financial resources, in order to take advantage of natural and local resources. The evapotranspiration tank (TEvap) is a special type of constructed wetland (CW) for the disposal of toilet water, cultivated with plants with high transpiration rates. Evapotranspiration (ET) is a very important variable for TEvap, as it is responsible for promoting the so-called “zero discharge” of effluents, which can be considered a differentiated characteristic in relation to other systems. Furthermore, there are few scientific studies about TEvap to date, and most of the information is obtained from non-peer-reviewed publications. Thus, this study first aimed to present the state of the art on TEvap and other evapotranspiration beds, through a systematic literature review and a bibliometric analysis. Afterwards, an experiment was implemented in an open environment to evaluate the evapotranspiration capacity of TEvap on a pilot scale cultivated with *Cynodon* sp. (tifton-85 grass) and *Pennisetum* sp. (BRS capiaçu), in tanks with and without vertical soil strips (capillaries), in two cultivation cycles. Finally, an experiment was performed in a greenhouse in order to evaluate the removal of pollutants, the loss of water and the production of biomass in TEvap cultivated with BRS capiaçu inoculated with gibberellic acid, with *Azospirillum brasilense* bacteria and with the consortium of *Rhodospseudomonas palustris* and other microorganisms. The results confirmed that, despite an increasing trend in publications in recent years, there are still few studies on the subject. The countries with the highest number of publications were Ireland and the United States, followed by Brazil, Australia, Canada and Slovenia. The ET accumulated in the tanks with BRS capiaçu grass was 27.93% and 45.89% higher than in the tanks with Tifton-85 grass in the first and second cycles, respectively. No significant differences were obtained in the ET of the tanks with and without soil strip. Inoculation with gibberellic acid and microorganisms did not promote significant increases in pollutant removal, ET and forage biomass production. High mass removal efficiencies of nitrogen, phosphorus, sodium, potassium and chemical oxygen demand (COD) were found, ranging from

82.34% to 99.56%. The values of the tank coefficient ( $K_{TEvap}$ ) were, on average, 2.37 and 1.76 for TEvap in an open environment cultivated with BRS capiaçu and tifton-85 grass, respectively, and 2.16 for TEvap in a greenhouse cultivated with BRS capiaçu. The adsorption of ions by the soil and the photosynthesis of plants showed to be important processes for the balance of pollutants in TEvap. It is believed that gas losses and adsorption by the ceramic substrate also contributed to the removal of pollutants in the system; however, these factors must be better investigated in future studies.

Keywords: Evapotranspiration basin. Zero discharge. Sewage. Evapotranspiration bed. Ecological sanitation.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Corte transversal de um TEvap mostrando suas diversas camadas e detalhes construtivos. Fonte da imagem: Paulo et al. (2013). Tradução da autora. .	27
Figura 2.2 - Esquema do processo para identificação, triagem e seleção dos artigos. Fonte: adaptado de Ferreira et al. (2021).	30
Figura 2.3 - Número de publicações sobre leitos de evapotranspiração por países.	32
Figura 2.4 - Número de publicações sobre leitos de evapotranspiração por ano de publicação.	34
Figura 2.5 - Distribuição das publicações por área de conhecimento.	35
Figura 2.6 - Mapa de clusters de coocorrência de termos presentes nos resumos, títulos e palavras-chaves das publicações selecionadas na plataforma Scopus. ....	36
Figura 2.7 - Mapa de clusters de coautoria das publicações selecionadas na plataforma Scopus. ....	37
Figura 3.1 - Modelo de Tanque de Evapotranspiração usado no experimento. Fonte: A autora. ....	58
Figura 3.2 - Evapotranspiração de referência e ET para o capim-tifton-85 e BRS capiaçu, em TEvap com e sem a faixa vertical de solo. ....	66
Figura 3.3 - Coeficientes do tanque ( $K_{TEvap}$ ) ao longo dos dois ciclos. ....	68
Figura 4.1 - TEvap dispostos na casa de vegetação. Fonte: a autora. ....	84
Figura 4.2 - (a) Camada superficial removida de um TEvap para determinação da massa de raízes. (b) Raízes removidas dos TEvap após a separação por meio de lavagem e peneiramento. Fonte: da autora. ....	97
Figura 4.3 - Evapotranspiração acumulada ao longo do ciclo para os TEvap. ....	100
Figura 4. 4 - Coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ ). ....	101
Figura 4.5 - Partição do P-total de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%). ....	110
Figura 4.6 - Partição do N-total de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%). ....	112
Figura 4.7 - Partição do K de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%). ....	113
Figura 4.8 - Partição do Na de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%). ....	114
Figura 4.9 - Partição do COT de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%). ....	116

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Características de projeto e remoção de poluentes em leitos de evapotranspiração.....	43
Tabela 3.1– Características físico-químicas do solo dos TEvap.....	57
Tabela 3.2 - Definição dos tratamentos em função dos fatores capim e faixa de solo. ....	59
Tabela 3.3 - Resumo das variáveis meteorológicas. ....	64
Tabela 3.4 - Resumo da análise de variância para a evapotranspiração acumulada dos TEvap no primeiro e segundo ciclo.....	65
Tabela 3.5 - Altura final das plantas e produtividade da biomassa aérea nos dois ciclos de cultivo.....	71
Tabela 3.6 - Resumo das análises estatísticas para condutividade elétrica e pH dos TEvap no primeiro ciclo de cultivo.....	72
Tabela 3.7 - Resumo da análise estatística para condutividade elétrica e pH dos TEvap no segundo ciclo de cultivo. ....	73
Tabela 4.1 – Características físico-químicas do solo dos TEvap.....	83
Tabela 4.2 - Definição dos tratamentos em função do tipo de inoculante.....	84
Tabela 4.3 - Composição do esgoto sanitário sintético (ESS).....	87
Tabela 4.4 - Características do esgoto sanitário sintético. ....	89
Tabela 4.5 - Variáveis físico-químicas e biológicas medidos na solução dos tanques de evapotranspiração.....	90
Tabela 4.6 - Variáveis físico-químicas determinadas no solo dos TEvap. ....	91
Tabela 4.7 - Variáveis químicas medidas na biomassa aérea da forrageira BRS capiaçu cultivada nos TEvap.....	92
Tabela 4.8 - Resumo das variáveis meteorológicas, dentro e fora da casa de vegetação. ....	95
Tabela 4.9 - Resumo das análises estatísticas para altura final das plantas, massa seca das raízes e massa seca da parte aérea ao final do ciclo da cultura. ....	96
Tabela 4.10 - Altura final das plantas, massa seca da parte aérea e massa seca das raízes ao final do ciclo da cultura. ....	99
Tabela 4.11 - Resumo da análise estatística da evapotranspiração acumulada dos TEvap. ....	100
Tabela 4.12 - Resumo da análise de variância para a $E_{rem}$ . ....	102
Tabela 4.13 - Valores médios da eficiência da remoção mássica de nutrientes (%). ....	102
Tabela 4.14 - Valores médios dos poluentes no ESS e na solução dos TEvap.....	103

Tabela 4.15 - Resumo das análises estatísticas para as variáveis condutividade elétrica, pH e turbidez. ....	104
Tabela 4.16 - Condutividade elétrica, pH e turbidez na solução dos TEvap e no esgoto sanitário sintético. ....	105
Tabela 4.17 - Resumo das análises estatísticas para coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> na solução dos Tevap.....	107
Tabela 4.18 - Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> na solução dos TEvap. ....	107
Tabela 4.19 - Balanço de massa dos poluentes P-total, N-total, K, Na e COT nos TEvap durante o experimento. ....	109

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

'	Minutos (coordenada geográfica)
-	Menos
"	Segundos (coordenada geográfica)
%	Porcentagem
+	Mais
<	Menor
=	Igual
°C	Graus celsius
°	Graus (coordenada geográfica)
μM	micromolar
AG	Tratamento com inoculação de ácido giberélico
Al	Alumínio
ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Health Association
ARS	Água residuária de suinocultura
AWWA	American Water Works Association
AZ	Tratamento com inoculação de <i>Azospirillum brasilense</i>
BET	Bacia de Evapotranspiração
BPCP	Bactérias promotoras do crescimento de plantas
C	Tratamento controle
Ca	Cálcio
CE	Condutividade elétrica
CFS	Tratamento com BRS capiaçu e faixa de solo
CH <sub>4</sub>	Gás metano
Cl	Cloro
cm	Centímetro
COT	Carbono orgânico total
CT	Coliformes totais
CV	coeficiente de variação
d	dia
DBC	Delineamento em blocos casualizados

DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DIC	Delineamento inteiramente casualizado
DQO	Demanda química de oxigênio
dS	Decisiemens
$d_s$	Densidade do solo
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
$e_a$	Pressão parcial de vapor
$E_{Rem.}$	Eficiência da remoção mássica de poluentes
$e_s$	Pressão de saturação de vapor
ESS	Esgoto sanitário sintético
$ET_0$	Evapotranspiração de referência
Evapotranspiração	ET
FAO	Food and Agriculture Organization
Fe	Ferro
FS	Faixa de solo
FV	Fator de variação
G	Fluxo de calor no solo
g	grama
$GA_3$	Ácido giberélico
GL	Graus de liberdade
$H^+$	Íon hidrogênio
ha	Hectare
$HCO_3^-$	Bicarbonato
hPa	Hectopascal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IF	Instituto Federal
IPCA	Instituto de Pesquisa e Ciências Aplicadas
K	potássio
$K_c$	Coeficiente da cultura
KCl	Cloreto de potássio
kg	Quilograma
$KH_2PO_4$	Fosfato monopotássico
KPa	Quilopascal

$K_{TEvap}$	Coeficiente do tanque
L	Litro
log	Logarítmico
LQA	Laboratório da Qualidade Ambiental
m	Metro
$m\ s^{-1}$	Metros por segundo
$m^2$	Metros quadrados
mg	Miligrama
MG	Minas Gerais
Mg	Magnésio
$mg\ L^{-1}$	Miligrama por litro
$MgSO_4$	Sulfato de magnésio
MJ	Megajoule
mL	Mililitro
mm	Milímetro
mS	Milisiemens
MS	Mato Grosso do Sul
N	Nitrogênio
Na	Sódio
$N_{amon.}$	Nitrogênio na forma amoniacal
$NH_4^+$	Cátion amônio
NMP	Número mais provável
$N_{nitrato}$	Nitrogênio na forma de nitrato
$N_{org}$	Nitrogênio na forma orgânica
ns	não significativo
$N_T$	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
O	Oeste (coordenada geográfica)
$O_2$	Gás oxigênio
P	Fósforo
PEAD	Polietileno expandido de alta densidade
$P_{fosf.}$	Fósforo na forma de fosfato
pH	Potencial hidrogeniônico

PIB	Produto interno bruto
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios
$PO_4^{3-}$	Íon fosfato
$P_{org.}$	Fósforo na forma orgânica
$P_{orto.}$	Fósforo na forma de ortofosfato
ppm	Partes por milhão
$P_T$	Fósforo total
PVC	Policloreto de vinil
$R_a$	Radiação solar extraterrestre
RFA	Radiação fotossinteticamente ativa
$R_n$	Radiação líquida total diária
	Tratamento com inoculação de <i>Rhodopseudomonas palustris</i> , <i>S. cerevisiae</i> e <i>Lactobacillus</i>
RSL	
s	Segundos
S	Sul (coordenada geográfica)
SAC	Sistemas alagados construídos
$SO_4^{2-}$	Íon sulfato
T	Tratamento com capim-tifton-85
TEvap	Tanque de evapotranspiração
TFS	Tratamento com capim-tifton-85 e faixa de solo
$T_{máx}$	Temperatura máxima
$T_{med}$	Temperatura média
$T_{mín}$	Temperatura mínima
$U_2$	Velocidade do vento medida a 2 m
UFC	Unidades formadoras de colônia
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UNT	Unidades nefelométricas de turbidez
WHO	World Health Organization
$\gamma$	Constante psicrométrica

## SUMÁRIO

CAPÍTULO .....	22
INTRODUÇÃO GERAL .....	22
CAPÍTULO II .....	25
LEITOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA DESTINAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS: ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E REVISÃO SISTEMÁTICA .....	25
1 INTRODUÇÃO .....	25
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	28
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	32
3.1 Análise bibliométrica .....	32
3.2 Leitos de evapotranspiração para destinação de esgoto .....	38
4 CONCLUSÕES .....	48
Referências .....	49
CAPÍTULO III .....	53
PERDA DE ÁGUA EM TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO CULTIVADOS COM DIFERENTES FORRAGEIRAS .....	53
1 INTRODUÇÃO .....	53
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	56
2.1 Caracterização da área e delineamento experimental .....	56
2.2 Desenvolvimento do experimento e monitoramento .....	59
2.3 Evapotranspiração nos TEvap .....	60
2.4 Determinação da evapotranspiração de referência e do coeficiente do tanque (K <sub>TEvap</sub> ) .....	61
2.5 Análises laboratoriais e agronômicas .....	63
2.6 Análises estatísticas .....	63
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	64
3.1 Condições ambientais .....	64
3.2 Evapotranspiração .....	65
3.3 Coeficiente do tanque (K <sub>TEvap</sub> ) .....	68
3.4. Dimensionamento do TEvap como descarga zero .....	69

3.5 Produtividade e altura das plantas.....	70
3.6 Condutividade elétrica e pH.....	71
4 CONCLUSÕES.....	74
Referências.....	75
CAPÍTULO IV.....	79
BALANÇO DE POLUENTES E PERDA DE ÁGUA EM TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO INOCULADOS COM FITOHORMÔNIO E MICROORGANISMOS.....	79
1 INTRODUÇÃO.....	79
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	81
2.1 Caracterização da área e delineamento experimental.....	81
2.2 Desenvolvimento do experimento e aplicação dos inoculantes.....	84
2.3 Determinação da evapotranspiração e monitoramento das variáveis meteorológicas.....	86
2.4 Esgoto sanitário sintético.....	87
2.5 Análises laboratoriais nas soluções dos tanques e no esgoto de entrada.....	89
2.6 Análises no solo e nas plantas.....	90
2.7. Determinação da eficiência da remoção mássica de poluentes.....	92
2.8 Balanço de massa dos poluentes N, P, K, Na e COT.....	93
2.9 Análises estatísticas.....	94
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	95
3.1 Condições ambientais.....	95
3.2 Características agronômicas da forrageira.....	96
3.3 Evapotranspiração e coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ ).....	99
3.4 Eficiência da remoção mássica ( $E_{rem.}$ ) e concentração de poluentes no TEvap .....	102
3.5 Condutividade elétrica, pH e turbidez.....	104
3.6 Análises microbiológicas.....	106
3.7 Balanço de massa dos poluentes P-total, N-total, K, Na e COT.....	108
3.7.1 P-total.....	110
3.7.2 N-total.....	111
3.7.3 K e Na.....	113

3.7.4 COT .....	115
4 CONCLUSÕES .....	117
Referências.....	119
CAPÍTULO V.....	125
CONCLUSÃO GERAL.....	125
SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	126

## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO GERAL

Entre os principais problemas ambientais enfrentados pelo homem, a poluição das águas e do solo devido à falta de tratamento de esgotos domésticos é sem dúvida um dos mais preocupantes. Isto porque nos dejetos humanos estão presentes elevadas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, sais e patógenos que, se lançados de maneira inapropriada no ambiente, podem causar contaminação e doenças.

No Brasil, a situação do saneamento é bastante deficitária, sobretudo no quesito esgotamento sanitário. No meio rural os índices de saneamento básico são ainda piores devido às suas peculiaridades como características culturais das comunidades, menores rendimentos econômicos e a baixa densidade populacional, que inviabiliza a adoção de modelos centralizados para o tratamento do esgoto. Estes locais exigem formas particulares de intervenção, sendo mais interessante a adoção de sistemas individualizados para destinação dos dejetos.

Neste sentido, tecnologias de saneamento mais caras e convencionais vêm dando lugar a sistemas ecológicos, economicamente mais acessíveis e ambientalmente mais adequados. Um ponto importante do saneamento ecológico é a adoção de ciclos fechados (“*descarga zero*”), nos quais os nutrientes e a água contidos nos esgotos são reaproveitados.

No Brasil, o tanque de evapotranspiração (TEvap) é um exemplo de sistema “*descarga zero*” utilizado para destinação da água proveniente do vaso sanitário, principalmente em áreas rurais. É constituído de um tanque retangular impermeabilizado preenchido com camadas de diferentes materiais sob as quais são colocadas plantas de folhas largas e elevadas taxas de transpiração. Como dimensionamento, vêm sendo adotado dois metros quadrados de superfície por usuário e um metro de profundidade.

Além da não geração de efluentes, outra vantagem do TEvap é o baixo custo de instalação, visto que para o preenchimento de suas camadas são usados materiais facilmente acessíveis como pneus velhos e entulhos de construção civil. É também considerado tecnicamente viável, de fácil construção e manutenção. Pode-se citar ainda como pontos positivos a não geração de odores, a não-necessidade de pré e

pós-tratamento do esgoto, o aspecto estético devido à presença das plantas e o aproveitamento da área para produção de alimento.

No entanto, algumas limitações são enfrentadas pelos usuários e pesquisadores do sistema. A principal delas é a falta de informações mais confiáveis, visto que até o momento existem poucos trabalhos científicos relativos ao TEvap. Ao se buscar referências sobre o assunto o que se encontra são comunicações não revisadas por pares, algumas cartilhas técnicas, poucos trabalhos acadêmicos e artigos científicos.

A falta de materiais sobre o tema leva à busca por informações sobre técnicas semelhantes, como os sistemas alagados construídos (SAC). Os SAC são leitos de paredes e fundos impermeabilizados, preenchidos com substratos de elevada porosidade, nos quais são cultivadas plantas, geralmente macrófitas.

Em relação aos SAC diversos trabalhos já foram realizados no Brasil e em outros países, muitos deles visando comparar espécies vegetais em relação à sua capacidade de absorção de água e de nutrientes do meio. Já foi verificado que algumas plantas forrageiras têm se desenvolvido bem nestes sistemas, apresentando como vantagens a produção de alimento para os animais ou de biomassa para geração de energia.

Outro aspecto que mais recentemente vêm sendo abordado nos estudos sobre SAC é a aplicação de inoculantes, como fitormônios e bactérias promotoras de crescimento. O objetivo destas aplicações seria o aumento da biomassa vegetal, culminando com maior aporte de água e nutrientes pelas plantas e, conseqüentemente, melhorando sua eficiência.

Assim sendo, esta pesquisa teve como objetivo principal avaliar a perda de água em TEvap cultivados com diferentes forrageiras e a possibilidade de otimizar a evapotranspiração e a remoção de poluentes do sistema por meio da inoculação de fitohormônio e diferentes microrganismos.

Esta tese de doutorado foi escrita em capítulos, sendo esta introdução o primeiro. O capítulo 2 refere-se a uma análise bibliométrica e uma revisão de literatura sistemática sobre o uso de leitos de evapotranspiração como destinação para as águas residuárias. O terceiro capítulo descreve um estudo sobre a capacidade evapotranspirativa de TEvap cultivados com as forrageiras *Cynodon* sp. (capim-tifton 85) e *Pennisetum* sp. (BRS capiaçu), em tanques com e sem faixas verticais de solo e considerando frequências distintas de uso do sistema. O quarto capítulo descreve

um segundo estudo, que objetivou avaliar a remoção de poluentes, a perda de água e as variáveis da planta em TEvap cultivados com BRS capiaçu inoculados com ácido giberélico, com as bactérias *Azospirillum brasilense* e com o consórcio de *Rhodopseudomonas palustris*, *Saccharomyces cerevisiae* e *Lactobacillus plantarum*. O quinto e último capítulo traz as conclusões gerais da tese e as sugestões para novos trabalhos.

## CAPÍTULO II

### LEITOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA DESTINAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS: ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E REVISÃO SISTEMÁTICA

#### 1 INTRODUÇÃO

As águas residuárias ou esgotos compreendem o volume de água remanescente de atividades como banho, descarga dos vasos sanitários, limpeza de roupas e louças, além de processos produtivos (Brasil, 2020). Quanto à origem, podem ser classificadas como esgotos municipais (sanitário), agrícolas ou industriais.

A disposição inapropriada dos esgotos no solo ou em corpos hídricos receptores pode causar contaminação por microrganismos patogênicos e trazer muitas doenças à população. As crianças fazem parte do grupo de risco, sendo mais afetadas por estas doenças transmitidas pela falta de saneamento. Dados de 2015 mostram que a diarreia foi a terceira maior causa de morte de crianças de 1 a 59 meses no mundo (WHO, 2017).

Além da contaminação por patógenos, a disposição de esgotos não tratados em corpos hídricos pode causar problemas de desoxigenação nos corpos receptores (pelo aporte de matéria orgânica) e desencadear o processo da eutrofização (devido aos nutrientes em excesso). A consequência da introdução de matéria orgânica no corpo hídrico é o consumo de oxigênio dissolvido para a respiração das bactérias decompositoras (Von Sperling, 2014). Do ponto de vista ambiental os prejuízos são enormes visto que o oxigênio é essencial à vida aquática, podendo sua ausência causar a morte de peixes e outros animais.

Nas áreas rurais, algumas características peculiares, como dispersão geográfica, isolamento político e geográfico, limitação financeira ou de pessoal, dificultam ainda mais a implantação de soluções definitivas de esgotamento sanitário (Brasil, 2019). Os dados da Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios (PNAD) mostraram que, em 2015, 54,0% dos domicílios rurais brasileiros dispunham suas excretas em fossas rudimentares ou não possuíam nenhum tipo de esgotamento sanitário (IBGE, 2015).

A adoção de sistemas de saneamento ecológico para áreas rurais e regiões isoladas, apresenta-se, então, como uma boa alternativa. Segundo Werner et al.

(2009), “o saneamento ecológico baseia-se numa visão geral de fluxos de materiais como parte de um sistema de gestão de águas residuárias ecologicamente e economicamente sustentável, adaptado às necessidades dos usuários e às respectivas condições locais”. O fato de serem sistemas descentralizados representa redução de custos sobretudo com a coleta do esgoto, visto que nos sistemas centralizados mais de 60% do orçamento total é destinado para este fim, principalmente em áreas de baixa densidade populacional (Massoud et al., 2009).

Por sua vez, segundo a óptica da economia circular (EC), o saneamento deve ser pensado de forma global, desde a disponibilização de sanitários à coleta dos resíduos, o tratamento e a transformação em novos produtos, como fertilizantes, combustível e água limpa (Mallory et al., 2020). Sob esta perspectiva, a adoção de sistemas de ciclos fechados (“descarga zero”) permite o aproveitamento dos recursos através da ciclagem da água e nutrientes contidos nos esgotos. Os leitos de evapotranspiração apresentam esta abordagem e são uma forma eficiente de tratamento de águas residuárias, com baixo gasto energético e sem a necessidade de mão de obra qualificada para operação e manutenção (Istenič e Bozic, 2021).

Os leitos de evapotranspiração compreendem sistemas alagados construídos (SAC) cultivados com plantas de elevada capacidade evapotranspiratória. No Brasil, o tanque de evapotranspiração (TEvap) (Figura 2.1) é constituído por um tanque retangular impermeabilizado preenchido com camadas de diferentes materiais sob as quais são colocadas plantas de crescimento rápido e alta demanda por água (Paulo et al., 2019). Possui diversas nomenclaturas, sendo conhecido também como bacia de evapotranspiração (BET), fossa de bananeira, fossa banana séptica, fossa biosep, fossa verde, canteiro bioséptico e fossa agroecológica (Campos et al., 2020).



Figura 2.1 - Corte transversal de um TEvap mostrando suas diversas camadas e detalhes construtivos. Fonte da imagem: Paulo et al. (2013). Tradução da autora.

O sistema TEvap tem se mostrado eficiente no condicionamento das águas de vaso sanitário apresentando os seguintes pontos positivos: não gera efluentes e tem custo reduzido em relação aos tanques sépticos convencionais (Coelho et al., 2018); aproveitamento da área e dos recursos (nutrientes e água) para produção de frutas e paisagismo (Paulo et al., 2013); não emite odores e elimina a necessidade de pré e pós-tratamento (Galbiati, 2009).

Em outros países, os leitos de evapotranspiração que mais se assemelham ao TEvap são os leitos de salgueiro, “willow beds” em inglês (Paulo et al., 2019). O leito de salgueiro é um sistema de tratamento de águas residuárias tipo “descarga zero” no qual toda a água introduzida é usada para evaporação e crescimento das plantas (Istenič, et al., 2017). As *willow beds* podem ser consideradas uma solução promissora para tratamento local de dejetos, reduzindo os riscos de contaminação das águas subterrâneas ou superficiais, sobretudo em locais com solo de baixa permeabilidade (Curneen e Gill, 2016).

Apesar da maior visibilidade e divulgação das *willow beds*, sistemas com outras espécies vegetais também são descritos. São mencionados sistemas de evapotranspiração cultivados com árvores frutíferas (Anda et al., 2001; Kele et. al, 2005), íris-amarela (Mangkoedihardjo e April, 2012), eucalipto (McGrath et al., 1991), grama (McGrath et al., 1991; Salvato, 1983) e sistemas híbridos com mais de uma espécie, como junco e salgueiro (O’Hogain et al., 2011).

Em relação ao TEvap, embora seja considerada a tecnologia social de saneamento ecológico mais difundida no Brasil, com cerca de 3000 unidades instaladas (Campos et al., 2020), a literatura sobre o tema é escassa (Paulo et al., 2019). De acordo com Campos et al. (2020) o primeiro trabalho científico sobre o tema foi relativo a uma pesquisa de mestrado em 2009 (Galbiati, 2009). Desde então, tem-se observado novas iniciativas de pesquisas sobre o sistema, mas a maioria das informações ainda é divulgada por meio de cartilhas, notas técnicas, apostilas, sites da internet e outros tipos de comunicações não revisadas por pares.

Neste sentido, o objetivo desta revisão foi realizar uma análise bibliométrica sobre o TEvap e outros leitos de evapotranspiração, bem como apresentar o estado da arte sobre o tema, por meio dos documentos levantados. Os aspectos positivos e as limitações observadas pelos usuários e pesquisadores foram abordados.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

Foi realizada uma revisão de literatura a partir de buscas sistemáticas nas plataformas Web of Science (Clarivate Analytics) e Scopus (Elsevier). As duas bases acessadas apresentam informações confiáveis sobre trabalhos científicos em diversas áreas de conhecimento e são capazes de gerar arquivos de dados compatíveis com o VOSviewer. Por sua vez, o VOSviewer é um aplicativo gratuito capaz de criar mapas de rede a partir de arquivos de bancos de dados bibliográficos.

Há uma grande variedade de denominações para os leitos de evapotranspiração. Assim, visando abranger o maior número de trabalhos, as buscas nas plataformas foram realizadas usando os seguintes termos: “evapotranspiration tank”, “evapotranspiration willow”, “evapotranspirative system”, “evapotranspiration constructed wetland”, “evapotranspirative willow”, “zero discharge wetland”, “willow bed”, “evapotranspiration bed” e “willow wetland”. Como o Brasil destaca-se entre os países que usam tal técnica, dado o apoio e divulgação promovidos pelos permacultores brasileiros e por organizações de caráter extensionista, optou-se por também utilizar-se os termos em português “leito de evapotranspiração”, “bacia de evapotranspiração”, “fossa de bananeira”, “fossa banana séptica”, “fossa biosep”, “fossa verde”, “canteiro bioséptico” e “fossa agroecológica”.

Após a pesquisa inicial, os artigos das duas plataformas foram compilados para determinação do total levantado. Em seguida, fez-se a verificação e eliminação dos

trabalhos duplicados nas duas plataformas de buscas. Na sequência, foram descartados os trabalhos de categorias não relacionadas e aqueles publicados em jornais comerciais, anais de congresso, capítulos de livros e de fontes indefinidas. Por fim, fez-se a leitura dos resumos das duas bases, eliminando-se os trabalhos que não estavam relacionados ao tema da revisão.

As buscas nas bases de dados ocorreram em dezembro de 2021. Na Web of Science a pesquisa inicial resultou em 33 publicações e na Scopus em 66, resultando em 99 trabalhos. Foram eliminados 28 documentos por estarem duplicados nas duas bases de dados, restando 71 trabalhos. Após a remoção das categorias não relacionadas (computação, matemática, física e astronomia) e daqueles provenientes de fontes de trabalhos não revisados, foram obtidos 48 trabalhos para leitura do título e resumo. Destes, foram descartados 21 documentos, resultando em 27 publicações. Observou-se que todos os artigos finais estavam contidos na Scopus e então o arquivo de dados finais foi obtido desta plataforma de busca. O processo para identificação e seleção dos artigos foi semelhante à metodologia adotada por Ferreira et al. (2021) e o esquema com as etapas pode ser observado na Figura 2.2.

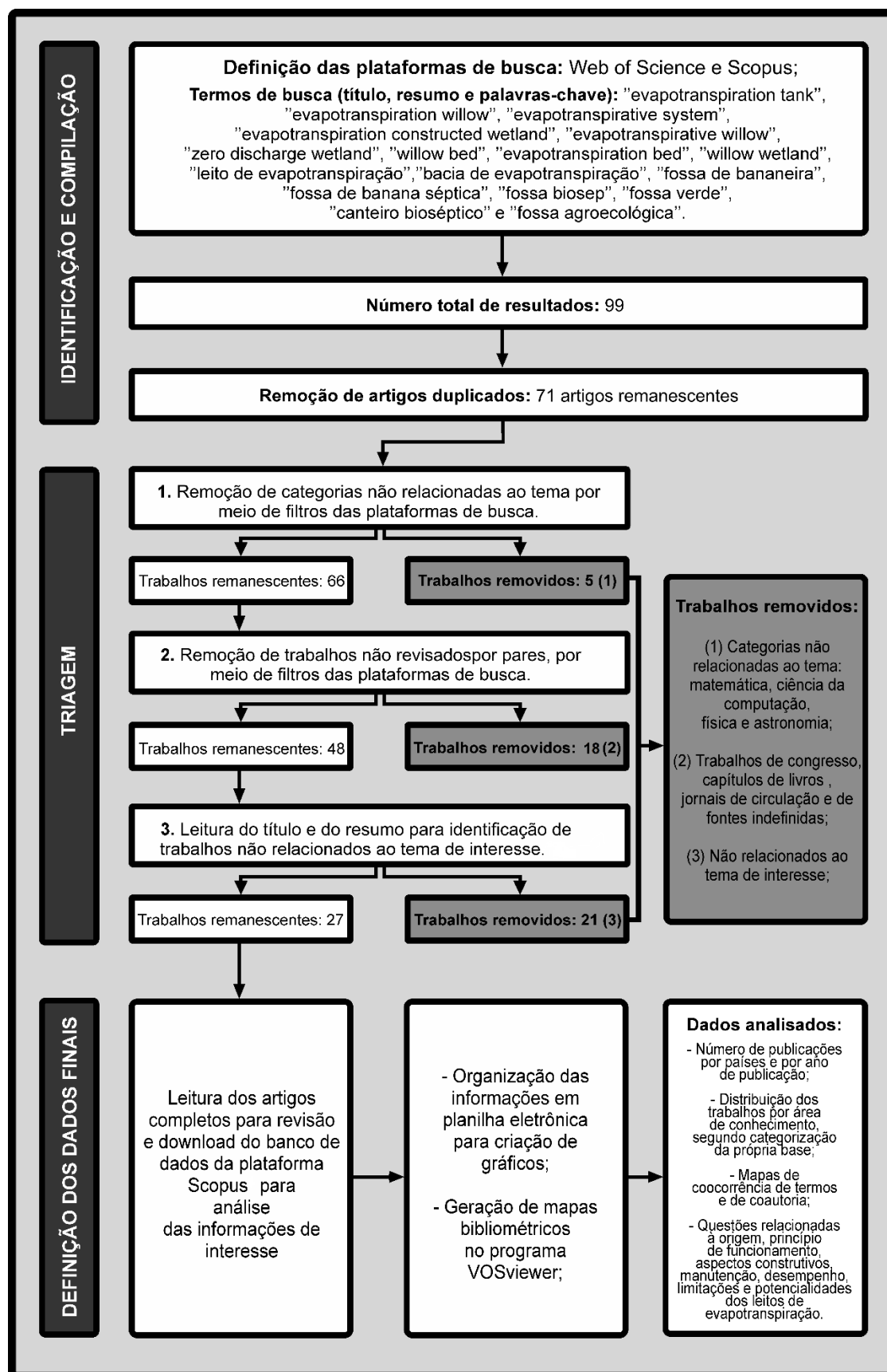


Figura 2.2 - Esquema do processo para identificação, triagem e seleção dos artigos.  
 Fonte: adaptado de Ferreira et al. (2021).

O banco de dados obtido após a seleção dos documentos, gerou informações sobre o número de publicações por países, por ano de publicação, por autores e também sobre a distribuição dos trabalhos por área de conhecimento, segundo categorização da própria base. A partir destas informações criaram-se gráficos em formato de barras e de “pizza” para melhor visualização e compreensão dos resultados.

Um arquivo no formato .csv com os dados sobre os artigos foi usado no programa VOSviewer (versão 1.6.17) para criação de mapas bibliométricos, de acordo com a metodologia proposta por Souza et al. (2019). Segundo Eck e Waltman (2021), os mapas criados pelo VOSviewer possuem itens que se referem ao objeto de interesse, que podem ser os pesquisadores, as publicações ou termos. Os itens são conectados por meio de *links*, como de acoplamento bibliográfico entre as publicações, coautoria entre pesquisadores e coocorrência entre termos. Os *links* possuem uma *força*, representada por um valor numérico positivo; quanto maior este valor maior esta *força*. Nos mapas de coocorrência, por exemplo, a força de um link se refere ao número de publicações em que dois termos ocorrem juntos. Itens e links juntos formam as redes. Os itens podem ser agrupados em *clusters*, que representam um conjunto de itens no mapa. Por fim, nos mapas é possível também visualizar a importância de um item na rede: itens com maior peso recebem maior destaque que itens de menor peso.

No VOSviewer foram gerados dois tipos de gráficos, um de coocorrência de termos e outro de coautoria. Para o mapa de coocorrência consideraram-se todos os termos presentes no título, palavras-chave e resumo dos documentos, adotando-se o critério de serem citados no mínimo três vezes. Alguns termos foram eliminados, pois não eram relevantes à pesquisa, como “article”, “controlled study” ou eram repetidos. O mapa de coautoria foi gerado sem especificar um número mínimo de documentos por autor, mas considerando-se aqueles com pelo menos três citações nas publicações.

Após a definição dos documentos por meio da busca sistemática e da análise bibliométrica, fez-se uma revisão da literatura sobre os leitos de evapotranspiração. Foram abordadas questões relacionadas à origem, princípio de funcionamento, aspectos construtivos, manutenção, desempenho, limitações e potencialidades do sistema.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Análise bibliométrica

Dos 27 trabalhos selecionados, 26 foram publicados em inglês e apenas 1 em português. Os países com maior número de publicações foram a Irlanda e os Estados Unidos, com 5 publicações cada. Na sequência aparecem o Brasil com 4 artigos, a Austrália com 3, Canadá e Eslovênia, cada um com 2 documentos. Os demais países aparecem com uma publicação cada (Figura 2.3). É importante relatar que foi considerada apenas a origem dos autores principais, suprimindo as informações dos coautores para evitar sobreposição de trabalhos com coautorias entre países diferentes. Sobre este aspecto, a Dinamarca é um país que merece destaque, tendo colaborado em 2 das 27 publicações.

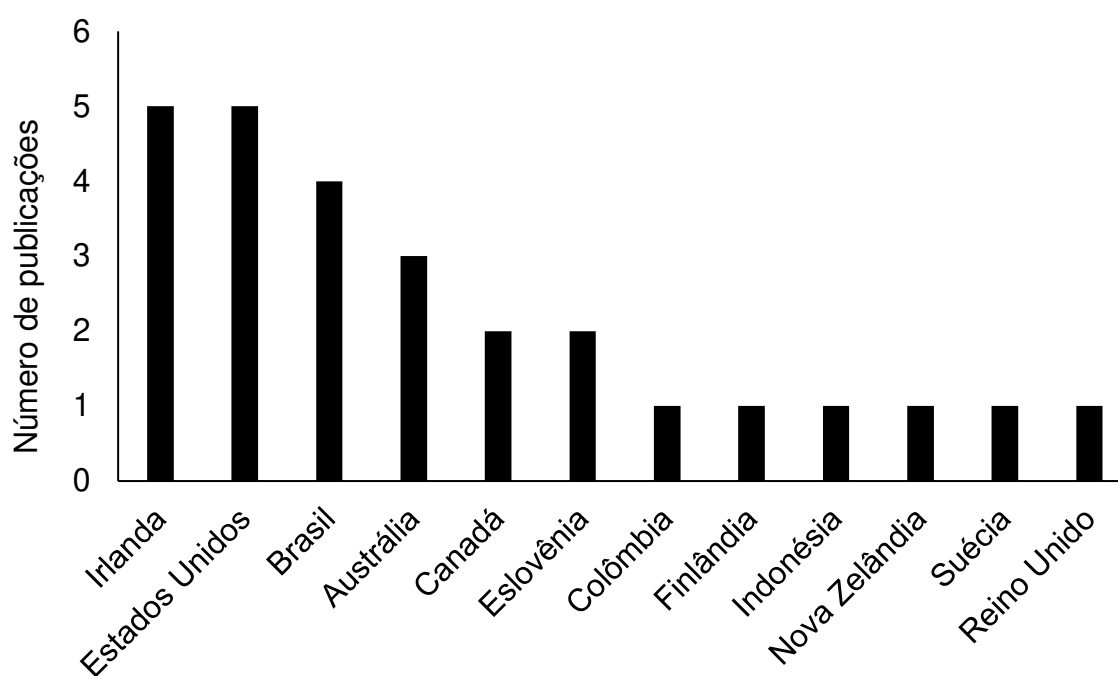


Figura 2.3 - Número de publicações sobre leitos de evapotranspiração por países.

Os Estados Unidos foram os responsáveis pelos primeiros artigos sobre os leitos de evapotranspiração, tendo publicado 5 trabalhos entre os anos de 1979 e 1996. O primeiro trabalho obtido na plataforma de busca é de um autor americano (Lomax, 1979) e teve como objetivo determinar critérios para dimensionamento e possibilitar a definição de padrões para implantação do sistema de evapotranspiração

pelas autoridades de saúde da época. Outras pesquisas americanas também tiveram como foco o dimensionamento dos leitos de evapotranspiração, baseado no balanço hídrico local para determinação da área requerida para o sistema (Frank, 1996; King et al., 1995; Salvato, 1983). No entanto, apesar dos avanços trazidos pelas primeiras pesquisas, a partir do ano de 1996 não foram encontradas novas publicações americanas, o que sugere um declínio nos estudos sobre o tema no país.

O protagonismo da Irlanda em estudos sobre os leitos de evapotranspiração pode ser atribuído à preocupação com o tratamento do esgoto nas numerosas habitações isoladas do país, nas quais sistemas de tratamento individual, como as fossas sépticas, vinham demonstrando mal funcionamento (O'Hogain et al., 2011). Curneen e Gill (2016) mencionam que o esgoto doméstico de aproximadamente um terço da população irlandesa é tratado *on site*, sendo a grande maioria (87%) em tanques sépticos. Por outro lado, a disposição direta dos efluentes dos sistemas de tratamento em águas superficiais sem a licença de uma autoridade local é proibida no país (Curneen e Gill, 2016). Além disso, a baixa permeabilidade dos solos em muitas regiões, em função da característica argilosa, dificulta a disposição dos efluentes no solo. Há, inclusive, um código de prática para tratamento local de águas residuárias que proíbe a descarga dos efluentes nos solos com baixa condutividade hidráulica (Curneen e Gill, 2014). Desta forma, a disposição dos esgotos em leitos de evapotranspiração, nos quais os salgueiros evapotranspiram as cargas hidráulicas das chuvas e do próprio esgoto, cria uma solução descarga zero para o tratamento local (Curneen e Gill, 2015).

No Brasil a realização de estudos sobre o tanque de evapotranspiração é motivada pelas seguintes questões: (i) o TEvap já vem sendo adotado no país, tendo unidades instaladas e com boa aceitação pelos usuários; (ii) o programa brasileiro de saneamento rural considera o sistema em sua matriz; e, (iii) apesar do avanço da discussão do tema nos fóruns normativos, até o momento não existe um padrão de dimensionamento adotado oficialmente no país (Paulo et al., 2019). Desta forma, um grupo de pesquisadores da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS) iniciou estudos sobre o tema na região de Campo Grande, tendo, inclusive, proposto uma equação para dimensionamento do TEvap baseada no número de usuários, na vazão de descarga e nas condições climáticas locais (precipitação e evapotranspiração) (Paulo et al., 2019).

É possível observar que, apesar dos primeiros registros serem bem antigos, o tema ainda é pouco explorado nas pesquisas, com a maioria dos anos possuindo apenas um trabalho publicado (Figura 2.4). Até o ano de 2011 é notável a ausência de publicações (2002-2004, 2006, 2009, 2010) e, a partir de então, os trabalhos se tornam mais frequentes, com pelo menos 1 publicação a cada ano. Observa-se também um aumento de trabalhos nos anos mais recentes, sendo que 9 das 27 publicações ocorreram a partir de 2018.

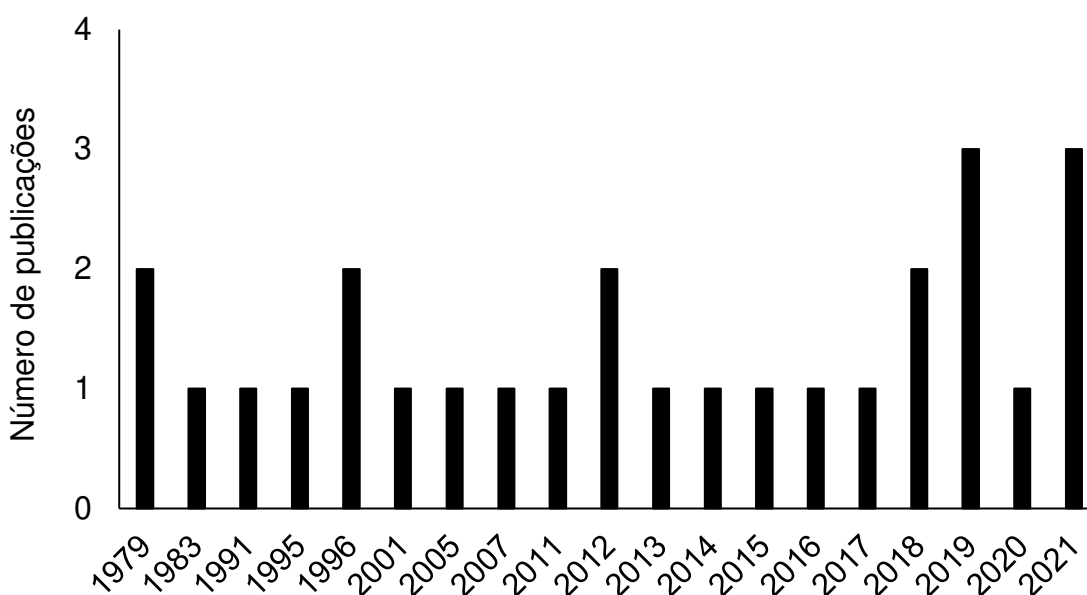


Figura 2.4 - Número de publicações sobre leitos de evapotranspiração por ano de publicação.

A maioria das publicações está relacionada às “Ciências ambientais”, com 56,4% dos trabalhos associados a esta área de conhecimento (Figura 2.5). Em segundo lugar encontra-se a área de “Ciências agrárias e biológicas”, com 12,8% dos trabalhos. Na terceira posição aparece a área de “Engenharia”, com 7,7% das publicações, seguida das áreas de “Bioquímica, genética e biologia molecular”, “Medicina” e “Ciências sociais”, cada uma com 5,1% dos trabalhos. O restante dos documentos está associado a “Ciências da Terra e planetárias”, “Economia, econometria e finanças” e “Multidisciplinar” que, juntas, representam os 7,8% restantes.

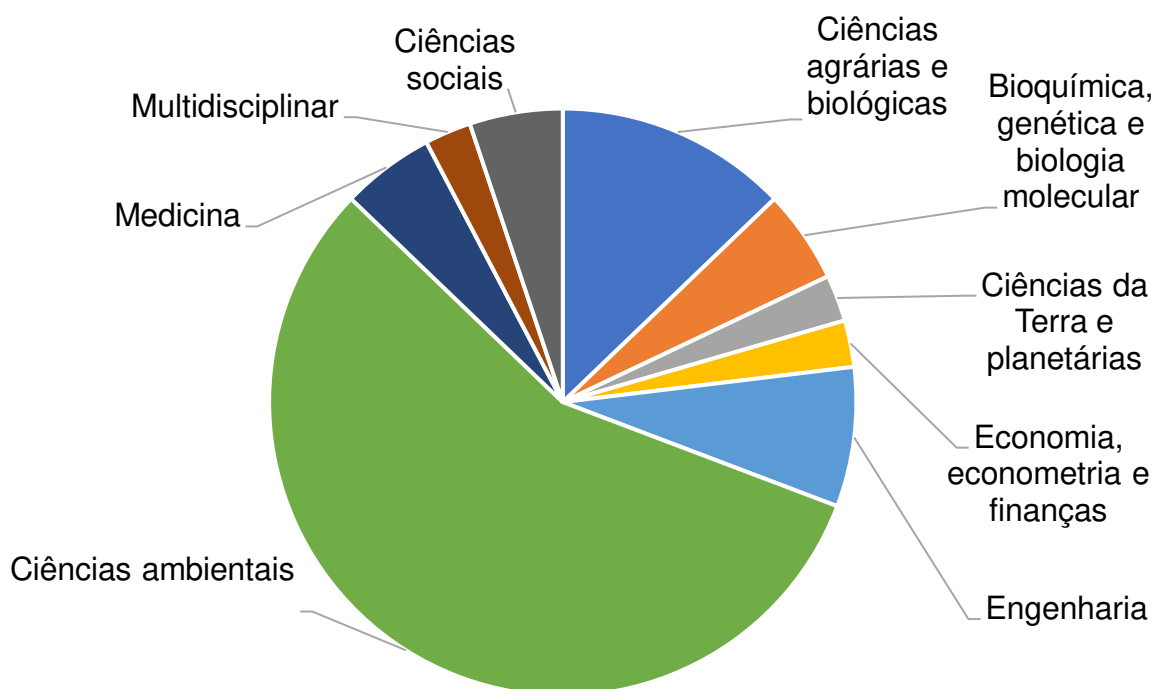


Figura 2.5 - Distribuição das publicações por área de conhecimento.

Na geração do mapa de coocorrência, observou-se que 59 termos atenderam ao critério de serem citados pelo menos 3 vezes nos resumos, palavras-chave e títulos dos documentos. Destes, 17 foram descartados por serem repetidos ou não apresentarem interesse ao estudo, restando 42 ao final. Os termos de maior relevância, representados no mapa pelos círculos maiores (Figura 2.6), foram evapotranspiração, tratamento de águas residuárias e *Salix*. Os termos foram agrupados inicialmente em 4 clusters, porém, ao ser percebidas interações próximas entre palavras dos clusters menores com os outros, alterou-se a resolução do programa, resultando em apenas 2 grupos. A manipulação do parâmetro resolução é recomendada pelos desenvolvedores do VOSviewer até que se alcance o nível de detalhamento mais apropriado às finalidades do usuário (Eck e Waltman, 2021).



Amofah et al., 2012). Ainda aparecem os termos tratamento de águas residuárias, wetlands construídos, biomassa, produção de biomassa, nutrientes, estação de crescimento, entre outros. As plantas apresentam papel importante para estes sistemas de tratamento, pois além de absorverem nutrientes como nitrogênio e fósforo (Istenič e Božič, 2021), podem afetar expressivamente o seu desempenho (Istenič et al., 2017), além da produção de biomassa que pode ser usada na geração de energia (Postila e Heiderscheidt, 2020) ou de alimentos (Paulo et al., 2013; Anda et al., 2001), a depender da espécie cultivada. A expressão descarga zero também aparece neste grupo, reforçando o grande diferencial dos leitos de evapotranspiração em relação a outros sistemas.

Observou-se que dos 62 autores das 27 publicações, 47 atenderam ao critério de serem citados pelo menos 3 vezes. Estes foram agrupados em 12 clusters, a maioria deles sem conexões com os demais (Figura 2.7). Isso sugere pouca colaboração entre os autores na realização de trabalhos sobre os leitos de evapotranspiração.

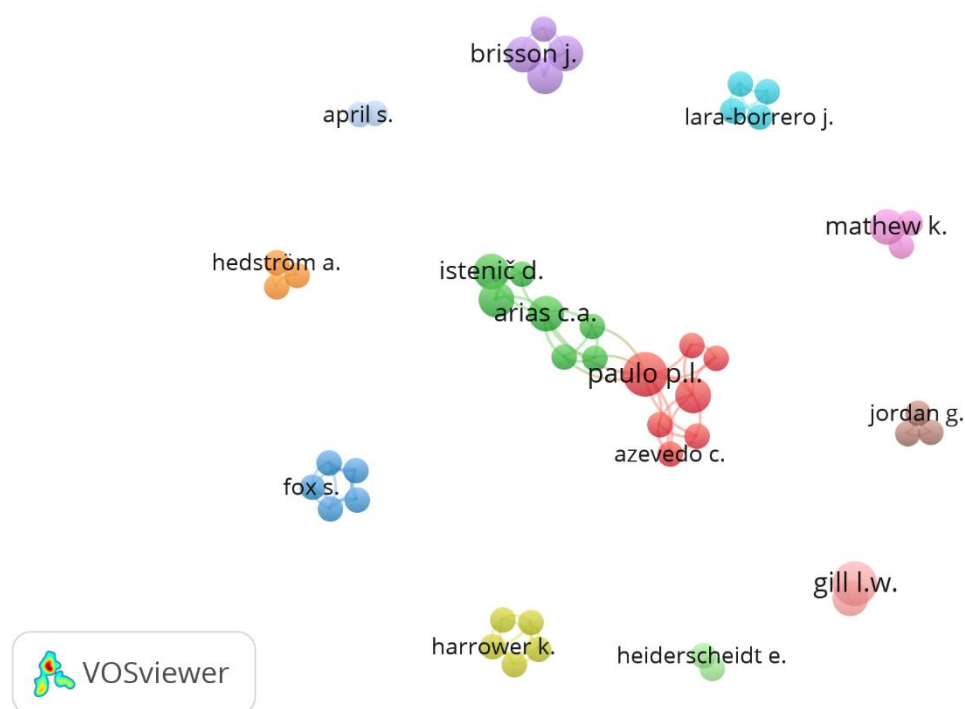


Figura 2.7 - Mapa de clusters de coautoria das publicações selecionadas na plataforma Scopus.

Os dois maiores clusters são apresentados pelas cores verde e vermelho e possuem 7 autores cada. É possível observar conexões entre autores brasileiros (Paulo, P. et al.) e o autor Arias, C.A. e deste com autores eslovenos (Istenič, D. et al.). Estas ligações apontam uma colaboração do Departamento de Biociência da Universidade de Aarhus, Dinamarca, país pioneiro em trabalhos com leitos de evapotranspiração (O'Hogain et al., 2011), com países nos quais este sistema de tratamento vem emergindo nos últimos tempos.

Entre os autores brasileiros que aparecem no mapa de coautoria, observou-se que todos estão associados à Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Os resultados obtidos sugerem que novas parcerias devem ser firmadas entre países e também entre instituições de pesquisa e ensino nacionais, possibilitando o aprimoramento e maior divulgação dos leitos de evapotranspiração como alternativa sustentável e promissora para o tratamento de esgotos.

### **3.2 Leitos de evapotranspiração para destinação de esgoto**

A aplicação de esgotos domésticos em cultivos de salgueiros iniciou-se nos anos 1980 na região da Escandinávia para reduzir a poluição causada pelos efluentes das estações de tratamento e atender a demanda agrícola por água e fertilizantes, tendo depois migrado do setor de produção de biomassa para o de tratamento de águas residuárias (Istenič e Božič, 2021). Além da denominação “willow bed” (Curneen e Gill, 2014; O'Hogain et al., 2011; Randerson et al., 2007; Rastas Amofah et al., 2012), o sistema de salgueiro apresenta outras nomenclaturas como “willow evapotranspiration system” (Curneen e Gill, 2015; 2016; Gallagher e Gill, 2021; Istenič, et al., 2017; Istenič e Božič, 2021), “evapotranspirative willow” (Moreno et al., 2019) e “willow wetland” (Postila e Heiderscheidt, 2020). A Dinamarca foi pioneira na realização de pesquisas sobre o sistema, tendo influenciado outros países a desenvolver estudos sobre o tema (O'Hogain et al., 2011).

A concepção do tratamento de esgotos nos leitos de salgueiro baseia-se na disposição das águas residuárias em uma bacia impermeabilizada na qual as plantas de salgueiro evapotranspiram a água da chuva e as cargas hidráulicas aplicadas dos efluentes, criando uma solução “descarga zero” (Curneen e Gill, 2015). A cultura do salgueiro (*Salix* spp.) é selecionada devido às seguintes características: elevada

produção de biomassa, eficiência na absorção de nutrientes, tolerância ao encharcamento do solo e elevadas taxas de evapotranspiração (Rastas Amofah et al., 2012).

Os leitos de salgueiro implantados na Irlanda e descritos por Curneen e Gill (2015), tratam-se de escavações de 1,8 m de profundidade, com paredes e fundo cobertos com barreira geossintética e impermeabilizados com membrana de borracha butílica ou de polietileno de baixa densidade. No fundo das bacias são colocados os tubos de distribuição do esgoto e uma camada de cascalho de 300 mm de profundidade, sendo o restante do sistema preenchido com o solo removido na escavação. Na camada superficial são cultivadas as plantas de salgueiro, com uma densidade de 3 plantas por metro quadrado.

Por sua vez, o tanque de evapotranspiração tem sua origem atribuída ao permacultor americano John Watson, tendo chegado ao Brasil por meio de cursos ministrados pelo permacultor americano Scott Pitman em janeiro de 2000 (Pamplona e Venturi, 2004). É uma tecnologia semelhante aos leitos de salgueiro diferindo, no entanto, pela presença de uma câmara anaeróbia disposta no fundo do tanque, onde ocorre a sedimentação e a digestão parcial dos sólidos (Paulo et al., 2013). O tipo de cultura também é diferente já que no TEvap, ao invés do salgueiro, são cultivadas plantas de crescimento rápido e elevado consumo de água como bananeiras (*Musa cavendishii*), taioba (*Xanthosoma sagittifolium*) e beri (*Canna species*) (Paulo et al., 2013).

Outra diferença é a água residuária usada no abastecimento dos sistemas. Enquanto o TEvap é adotado para a destinação das águas de vaso sanitário (Paulo et al., 2019), na maioria dos trabalhos sobre as *willow beds* é relatado a destinação de todo o esgoto doméstico (Istenič e Božič, 2021; Istenič et al., 2017; Postila e Heiderscheidt, 2020; Moreno et al., 2019). Alguns estudos apontam também este sistema como destinação de outros tipos de águas residuárias, como lixiviados industriais (Frédette et al., 2019; Frédette et al., 2021), chorume de aterro (Randerson et al., 2007), água cinza (Anda et al., 2001) e águas ricas em surfactantes aniônicos, semelhante aos esgotos de lavanderias (Mangkoedihardjo e April, 2012).

Além das *willow beds* e do TEvap, outros sistemas de evapotranspiração também são relatados na literatura. Entre as pesquisas iniciais sobre o tema, está o trabalho do americano Salvato (1983), no qual é proposto um método racional para

dimensionamento para leitos de evapotranspiração adaptável a diferentes regiões geográficas. A metodologia define os parâmetros de projeto (área e profundidade do leito) por meio do balanço hídrico, que por sua vez é função das condições climáticas locais (temperatura, precipitação e evapotranspiração). Considerando a vazão do esgoto de entrada igual a  $757 \text{ L d}^{-1}$  e as taxas de evapotranspiração de um gramado, foram obtidas áreas superficiais para o sistema iguais a  $336 \text{ m}^2$  e  $106 \text{ m}^2$  para locais de clima temperado frio e clima árido quente, respectivamente.

No Centro Universitário de Queensland, na Austrália, foi desenvolvido um canal de evapotranspiração com recirculação de efluentes, usado para tratamento local das águas residuárias. De acordo com Kele et al. (2005), trata-se de um canal revestido de concreto para onde os esgotos são direcionados após passarem por tratamento primário em tanque séptico, caixa de gordura e tanque de aeração. O mesmo é preenchido com solo franco-arenoso no qual são cultivadas árvores frutíferas. O tratamento dos esgotos é obtido por meio do biofilme presente nos agregados, filtração pelo solo e pelas raízes e aproveitamento da água por meio da transpiração das plantas. O diferencial deste sistema é a recirculação do efluente excedente, voltando para o tanque de aeração e depois para o canal de evapotranspiração até ser aproveitado.

Também na Austrália, leitos de evapotranspiração foram instalados em comunidades indígenas, sendo considerados uma boa alternativa aos tratamentos convencionais, como o tanque séptico e lagoas de estabilização. Este sistema é descrito por Anda et al. (2001). Trata-se de uma vala impermeabilizada (sistemas de evapotranspiração - ET) ou não (sistemas de evapotranspiração/absorção - ETA), sendo a camada inferior composta por cascalho e a superior por areia grossa, onde são cultivadas árvores nativas e frutíferas. As águas residuárias passam inicialmente por tratamento primário geralmente constituído por dois tanques sépticos, para o tratamento do esgoto total, ou caixas de gordura, quando destinado ao tratamento de águas cinza.

Uma característica dos leitos de evapotranspiração é a elevada remoção de água promovida pelas plantas, visto que as taxas de evapotranspiração são superiores à ET de referência local ( $ET_0$ ). Para as condições climáticas de Campo Grande (MS), Paulo et al. (2019) fizeram um estudo com TEvap de escala plena cultivado com banana (*Musa cavendishii*), taioba (*Xanthosoma sagittifolium*) e beri

(*Canna species*). Estes autores encontraram relação média  $ET/ET_0$ , denominada  $K_{TEvap}$  (coeficiente do tanque), igual a 2,71. No sistema adaptado do TEvap cultivado com beri (*Canna species*), Magalhães Filho et al. (2018) encontraram  $K_T$  variando entre 2,5 e 7,7.

Para as *willow beds* os coeficientes obtidos também têm sido elevados. Curneen e Gill (2014) encontraram valores médios de coeficiente da cultura ( $K_c$ ) para o salgueiro (*Salix viminalis*) entre 2,09 e 4,82 na Irlanda. No Canadá os valores de ET nas “willow beds” foram 6,40 e 4,10 vezes maiores que a evapotranspiração de referência estimada para os períodos de 2016 e 2017, respectivamente (Frédette et al., 2019).

Os valores elevados de evapotranspiração nos tanques estariam associados aos efeitos oásis e varal (O’Hogain et al., 2011, Frédette et al., 2019). De acordo com Allen et al. (1998) o efeito oásis ocorre quando o solo da área cultivada tem maior disponibilidade de água que a vizinhança, havendo diferença de umidade. Ocorre então o fenômeno conhecido como advecção, no qual há o transporte lateral (horizontal) de calor sensível da parte seca para a úmida. Este calor sensível extra que chega à área úmida faz que a sua evapotranspiração aumente (Pereira et al., 2013). O efeito varal ocorre quando há um maior crescimento das plantas na área interna em relação à área externa. Nestas condições, há maior perturbação no movimento horizontal do ar, aumenta o grau de turbulência do calor sensível do ar ao redor da cultura e, conseqüentemente, a evapotranspiração da cultura também aumenta (Sediyama, 1996).

A determinação da área requerida para os leitos de evapotranspiração é baseada na diferença entre a precipitação e a evapotranspiração local. Considerando a escala anual e as condições de clima de elevada altitude, para acondicionar os esgotos de uma típica família colombiana, com 4 pessoas, a área requerida para o leito de evapotranspiração cultivado com salgueiro seria de 400 m<sup>2</sup> (Moreno et al., 2019).

No trabalho de Curneen e Gill (2015), foram avaliados 13 leitos de salgueiro em escala plena implantados na Irlanda, com área superficial variando entre 24 e 900 m<sup>2</sup>. Para o dimensionamento das “willow beds”, os autores relatam que foi usado um modelo de balanço hídrico composto pelas cargas de esgotos típicas de uma

residência, pela precipitação local e pela evapotranspiração estimada para o salgueiro.

Para o tanque de evapotranspiração, o dimensionamento é geralmente baseado em informações não publicadas e em comunicação pessoal dos usuários permacultores, tendo sido adotado o valor de 2 m<sup>2</sup> por pessoa (Paulo et al., 2013). Em função da falta de padrões para o dimensionamento do TEvap, Paulo et al. (2019) propuseram uma equação, tendo como critérios o número de usuários do sistema, a contribuição *per capita* de água de vaso sanitário, a evapotranspiração de referência e a precipitação local, além dos coeficientes do tanque ( $K_{TEvap}$ ) e coeficiente de infiltração da água de chuva. Com base nesta equação, para as condições climáticas de Campo Grande (MS), os autores encontraram que a área requerida para que o sistema funcione como descarga zero seria de 3,2 m<sup>2</sup> hab<sup>-1</sup>.

Embora a maioria dos leitos de evapotranspiração tenha como objetivo a “descarga zero”, para melhor compreensão do seu desempenho, alguns trabalhos avaliaram as concentrações dos poluentes no interior do sistema em relação à água residuária de entrada (Curneen e Gill, 2015; 2016). Outros realizaram monitoramento em pontos de descarga, presentes ao final do tratamento (Rastas Amofah et al., 2012; Paulo et al., 2013; 2019; Postila e Heiderscheidt, 2020) ou antes da etapa seguinte, quando o sistema foi usado de forma híbrida com outro SAC (Magalhães Filho et al., 2018) (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Características de projeto e remoção de poluentes em leitos de evapotranspiração<sup>a</sup>.

Referência	Tipo de sistema (n° de tanques)	Água residuária	Aspectos construtivos	Carga hidráulica (L m <sup>2</sup> d <sup>-1</sup> )	Plantas	Entrada (Remoção, em % ou logs)						
						K	DQO	SST	Nitrogênio	Fósforo	Turbidez	<i>E. coli</i>
						mg L <sup>-1</sup>						UNT
Curneen e Gill (2016) <sup>b</sup>	Leitos de salgueiro (5)	Efluente de fossa séptica	A: 296-900 m <sup>2</sup> ; P: 1,8 m	0,9 ± 0,72	Salgueiro	2,20	596,0 ± 128,0 (93%)	—	N-total: 89,3 ± 38,7 (89%)	P-orto.: 14,1 ± 4,2 (96%)	—	9,2 x 10 <sup>5</sup> (4,62 logs)
Rastas Amofah et al. (2012) <sup>c</sup>	Leito de salgueiro (1)	Efluente primário	A: 32 m <sup>2</sup> ; P: 0,8 m	23,0 ± 7,7	Salgueiro	—	190,0-300,0 (80%)	- (94%)	N-total: 30,0–55,0 (43%)	P-total: 5,0–10,0 (23%)	—	—
Postila e Heiderscheidt (2020) <sup>c</sup>	Leito de salgueiro (1)	Efluente de estação de tratamento	A: 350 m <sup>2</sup> P: -	5,0 – 23,0	Salgueiro	—	—	—	N-total: 31,0–40,0 (66– 86%)	P-total: <0,5 (30-87%)	—	—
Paulo et al. (2013) <sup>d</sup>	TEvap (1)	Água de vaso sanitário	A: 4 m <sup>2</sup> ; P: 1,0 m	—	Bananeira, taioba e beri	—	723,0 ± 363,0 (44%)	386,0 ± 200 (90%)	NTK: 335,4 ± 89,3 (32%)	P- PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> : 54,3 ± 20,3 (21%)	481,0 ± 291,0 (82,0%)	5,2 x 10 <sup>6</sup> ± 4,710 <sup>6</sup> (0,15 logs)
Paulo et al. (2019) <sup>d</sup>	TEvap (1)	Água de vaso sanitário	A: 4 m <sup>2</sup> ; Prof.: 1,0 m	Período I: 4,0– 43,5 Período II: 3,5 – 22,	Bananeira, taioba e beri	2,71	Período I: 682,0 ± 484,0 (41%) Período II: 326,0 ± 174,0 (77%)	—	—	—	Período I: 425,0 ± 9,0 (86%) Período II: 115,0 ± 46,0 (74%)	—
Magalhães Filho et al. (2018) <sup>c</sup>	CEvaT (1)	Água de vaso sanitário	A: 0,30 m <sup>2</sup> ; P = 0,6 m	80,0	Beri	4,80	771,6± 182,1 (51%)	553,4 ± 162,8 (48%)	—	—	395,3 ± 140,9 (69%)	—

<sup>a</sup>O número de coletas varia entre as pesquisas e para cada variável, dentro de cada pesquisa. <sup>b</sup>Monitoramento realizado na água residuária de entrada e no interior do tanque. <sup>c</sup>Monitoramento realizado na entrada e na saída do sistema. <sup>d</sup>Monitoramento realizado no interior do tanque próximo à entrada (piezômetro) e na saída do sistema (caixa de inspeção). K: coeficiente da cultura. DQO: demanda química de oxigênio. SST: sólidos suspensos totais. *E. coli*: *Escherichia coli*. A: área. P: profundidade.

Em geral, os leitos de evapotranspiração têm apresentado eficiências satisfatórias na remoção de poluentes. Em termos de demanda química de oxigênio (DQO), os valores estão entre 41,0% e 93,0%. Para a turbidez, foram obtidas médias entre 69,0% e 82,0% e para os sólidos suspensos totais foram encontrados valores entre 48,0% e 94,0%. Paulo et al. (2013) associam estas elevadas eficiências nos TEvap aos processos de sedimentação, decomposição de matéria orgânica, filtração pelo substrato e absorção pelas raízes das plantas. Curneen e Gill (2016) afirmam que os leitos de salgueiro atuam como excelentes atenuantes de poluentes, promovendo grande redução de matéria orgânica, nutrientes e de bactérias indicadoras de contaminação fecal.

Nutrientes como fósforo e nitrogênio apresentam amplitudes maiores de eficiência, com valores entre 32,0% e 89,0% e 21,0% e 96,0%, respectivamente. A baixa retenção de fósforo obtida no trabalho de Rastas Amofah et al. (2012) foi associada às características do substrato do leito, com pequena superfície específica e reduzidas quantidades de Fe, Al ou Ca. As taxas de remoção de nitrogênio foram também modestas, sobretudo no início do monitoramento. Os autores associaram esta questão à limitação do processo de nitrificação, em função da pouca oxigenação do meio, tendo melhorado com o tempo em função do maior desenvolvimento das raízes.

As elevadas eficiências na remoção de N e P obtidas no trabalho de Postila e Heiderscheidt (2020) estariam relacionadas às baixas concentrações destes elementos no esgoto de entrada. A disponibilidade de fósforo estaria, inclusive, abaixo da demanda nutricional dos salgueiros. Outras formas de remoção, como absorção por plantas invasoras e os processos de nitrificação-desnitrificação também seriam responsáveis pelas elevadas remoções de nitrogênio.

Para manter as elevadas taxas de evapotranspiração e a absorção de nutrientes, é recomendado que seja realizada a poda ou mesmo o corte raso das plantas cultivadas nos leitos de evapotranspiração. Para as condições de clima subtropical de elevada altitude, Moreno et al. (2019) recomendam um monitoramento mensal do desenvolvimento das plantas, evitando o crescimento excessivo para facilitar o corte.

Por outro lado, as plantas cortadas possuem menor área foliar para a evapotranspiração, o que pode prejudicar o sistema. Para contornar esta questão,

Frédette et al. (2021) sugerem um ciclo de poda a cada 2 anos, de forma que a cada ano metade dos salgueiros seja cortada. Além da poda, estes autores citam os seguintes aspectos para otimizar a taxa de evapotranspiração em leitos de salgueiro: disponibilidade de água constante; disponibilidade elevada de fertilização nos leitos; uso de substrato orgânico com maior retenção de água na zona de raízes e de matéria orgânica para as plantas; maior relação entre comprimento (C) e largura (L) do leito, de forma a aumentar o perímetro do tanque e, conseqüentemente, o índice de área foliar das plantas, que tende a ser significativamente maior próximo às bordas.

Em relação ao TEvap, de acordo com Paulo et al. (2013), a manutenção é por meio do controle do crescimento da vegetação, remoção de plantas invasoras e poda esporádica. Estes autores relatam que, apesar de alguns permacultores terem experiência com sistemas funcionando há mais de quatro anos sem remoção do lodo, pode ser que algum acúmulo ocorra, em função do número de usuários e do uso de produtos não biodegradáveis. Coelho et al. (2018) a partir do monitoramento de sistemas em escala plena instalados na região nordeste do Brasil, sugeriram 5 anos e três meses como tempo médio para remoção do lodo da câmara anaeróbia.

Estudos levam a crer que, a longo prazo, nos sistemas de evapotranspiração “descarga zero” pelo fato de não haver saída de efluentes, existe risco de acúmulo de alguns poluentes no meio. Frédette et al. (2021) recomendaram o pré-tratamento do lixiviado industrial antes da disposição em leitos de salgueiro, como forma de prevenir a toxicidade às plantas, acúmulo de sais e outros contaminantes e para aumentar a vida útil do sistema. Caso o acúmulo de poluentes venha a ocorrer, estes autores sugerem o bombeamento da água contaminada para fora do leito e seu tratamento de acordo com as recomendações locais.

Curneen e Gill (2014) observaram uma notável redução nas taxas de evapotranspiração dos leitos de salgueiro no segundo e terceiro ano de seu estudo. Os autores relataram que, por meio de observação visual, foi possível notar que as plantas possuíam menor quantidade de folhas nas duas últimas estações de crescimento. Uma justificativa para isto seria a inibição do desenvolvimento das árvores devido ao acúmulo de algum contaminante nos sistemas ao longo do tempo, como o cloreto, por exemplo. Istenič e Božič (2021) citam o aumento da salinidade em leitos de salgueiro após 2 anos de operação e comentam sobre o risco de redução da eficiência do sistema a longo prazo.

Magalhães Filho et al. (2018) realizaram um estudo em um sistema constituído de um tanque de evapotranspiração seguido de um SAC de escoamento horizontal subsuperficial, usados no tratamento de águas cinzentas. Ambas as unidades foram cultivadas com Beri (*Canna sp.*), também conhecido como bananeirinha de jardim. Observou-se que as taxas de evapotranspiração foram maiores nos primeiros 80 dias do experimento, sobretudo devido ao crescimento da cultura dentro do sistema. Uma das hipóteses levantadas para o decaimento da ET nos últimos dias de monitoramento seria redução da capacidade de absorção de água pelas plantas devido ao acúmulo de sais. A análise do efluente de entrada (água cinzenta), indicou condutividade elétrica igual a  $0,7 \text{ dS cm}^{-1}$ , o que, segundo os autores, representaria um risco de salinização.

Além do risco de acúmulo de poluentes, outras limitações são mencionadas pelos usuários e pesquisadores dos leitos de evapotranspiração. Em relação ao TEvap, a literatura sobre o tema é escassa, sendo crucial o desenvolvimento de pesquisas de longo prazo para possibilitar o uso mais seguro do sistema. O acúmulo de lodo na câmara anaeróbia pode ser uma preocupação. A atual recomendação de  $2 \text{ m}^2$  por morador se mostrou insuficiente para funcionamento como descarga zero na região de Campo Grande (MS), recomendando-se uma análise mais criteriosa dos hábitos dos usuários para que o projeto do tanque suporte as vazões de pico ou a construção de uma vala de infiltração para situações de transbordamento (Paulo et al., 2019).

Por sua vez, os leitos de salgueiro necessitam de áreas muito grandes e há perda de nitrogênio para a atmosfera via nitrificação-desnitrificação (Rastas Amofah et al., 2012). Quando se objetiva descarga zero empregando-se tanques de armazenamento interligados aos leitos, o volume requerido para esta retenção pode ser a maior limitação desta tecnologia (Frédette et al., 2021).

Há também risco de morte das plantas devido à não utilização do sistema em algumas épocas e de sobrecarregamento em outras. Nos leitos de evapotranspiração implantados nas comunidades indígenas da Austrália, observou-se morte das plantas nos períodos de esvaziamento das casas, sobretudo nos meses quentes de verão, dada as características culturais daquela população (Anda et al., 2001). Por outro lado, estes autores relatam problemas com alagamento em função de subdimensionamento do sistema combinado com o aumento do número de usuários.

Para contornar esta situação é sugerido adotar um sistema de evapotranspiração e absorção (ETA), mais raso e com maior comprimento, e também plantar espécies vegetais mais sensíveis no início e outras mais resistentes no final do leito.

Apesar das limitações acima mencionadas, os leitos de evapotranspiração apresentam diversas características positivas:

- Não há emissão de odores, visto que não há efluentes na superfície (Paulo et al., 2013);
- Por ter como objetivo a descarga-zero, são ideais para locais de relevância ecológica, onde não se deseja o lançamento de efluentes (Moreno et al., 2019);
- Mesmo nos casos em que há formação de efluentes, o volume é muito menor do que o gerado em sistemas de fossa séptica convencionais (Paulo et al., 2013).
- São adequados para locais com solos de baixa permeabilidade, quando a disposição direta representa risco de poluição da superfície (Curneen e Gill, 2015);
- Representam uma solução para o aproveitamento dos nutrientes dos esgotos de baixo custo (Postila e Heiderscheidt, 2020) e pouca manutenção (Anda et al., 2001);
- Aproveitamento da área e dos recursos para produção de alimentos e paisagismo (Paulo et al., 2013; Anda et al., 2001)
- No caso dos leitos de salgueiro, produzem biomassa que pode ser usada na produção de energia (Postila e Heiderscheidt, 2020). A produção de biomassa (madeira) reduz os impactos ambientais gerados pela construção e operação do sistema, melhorando o desempenho do ciclo de vida do leito de evapotranspiração em relação a outros tipos de tratamento descentralizados (Gallagher e Gill, 2021);
- São uma tecnologia mais apropriada à realidade local, com conceitos mais holísticos e adequados aos usuários (Anda et al., 2001).

## 4 CONCLUSÕES

- Os estudos sobre leitos de evapotranspiração ainda são insuficientes, havendo necessidade de realização de novas pesquisas sobre o tema;
- Os termos empregados nas pesquisas remetem a questões relacionadas ao tratamento de esgoto *in loco*, a fatores climáticos empregados no dimensionamento e também à importância das plantas cultivadas nos sistemas;
- Há pouca colaboração entre os autores de instituições e países na realização de trabalhos;
- Os leitos de evapotranspiração são uma boa alternativa para o condicionamento de esgoto, sobretudo como solução *in loco*;
- Questões como acúmulo de lodo e de poluentes a longo prazo devem ser mais bem investigadas;
- O risco de alagamento em períodos de sobrecarga e de déficit hídrico em épocas de subutilização também são questões que merecem atenção;
- A necessidade de áreas muito grandes ou de grandes volumes de armazenamento quando se deseja descarga zero, podem ser outras limitações desta tecnologia.

## Referências

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D., SMITH, M. Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Requirements – FAO Irrigation and Drainage **Paper 56**. FAO, Rome, Italy, 1998. 300 p.
- ANDA, M.; MATHEW, K.; HO, G. Evapotranspiration for domestic wastewater reuse in remote indigenous communities of Australia. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 6, p. 1–10, 2001.
- BALLEY, P.; DAKERS, A. J. Non-discharging evapotranspiration bed system for wastewater disposal at Lincoln. **Environmental monitoring and assessment**, v. 43, n. 1, p. 65-72, 1996.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural** / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 2019. 260 p.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Caderno didático técnico para curso de gestão de sistemas de esgotamento sanitário em áreas rurais do Brasil** / Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 2020. 53 p.
- CAMPOS, P. E. R.; CAVALCANTE, M. C.; MELO DE MEDEIROS, L. Fossa De Bananeira. **Revista Brasileira De Agroecologia**, v. 15, n. 3, p. 134–140, 2020.
- COELHO, C. F.; REINHARDT, H.; ARAÚJO, J. C. Fossa verde como componente de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 801-810, 2018.
- CURNEEN, S. J.; GILL, L. W. A comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an Irish climate. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 153–161, 2014.
- CURNEEN, S. J.; GILL, L.W. Upflow evapotranspiration system for the treatment of on-site wastewater effluent. **Water (Switzerland)**, v. 7, n. 5, p. 2037–2059, 2015.
- CURNEEN, S.; GILL, L. W. Willow-based evapotranspiration systems for on-site wastewater effluent in areas of low permeability subsoils. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 199–209, 2016.
- ECK, N. J.; WALTMAN, L. Manual de VOSviewer version 1 .6.17. Univeristeit Leiden, 2021. Disponível em: [http://www.vosviewer.com/documentation/Manual\\_VOSviewer\\_1.6.1.pdf](http://www.vosviewer.com/documentation/Manual_VOSviewer_1.6.1.pdf). Acesso em: 19 dez. 2021.
- FRANK, W. L. Engineering parameters in the design of evapotranspiration. **Water Engineering & Management**, v. 143, n. 11, p. 31-33, 1996.

FERREIRA, M. M.; FIORE, F. A.; SARON, A.; SILVA, G. H. R. Systematic review of the last 20 years of research on decentralized domestic wastewater treatment in Brazil: state of the art and potentials. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 12, p. 3469-3488, 2021.

FRÉDETTE, C.; GREBENSHCHYKOVA, Z.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana SX67*) grown in a full-scale treatment wetland. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 254–262, 2019.

FRÉDETTE, C.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Design of a zero liquid discharge leachate treatment system using an evapotranspiration willow bed. **Water Research**, v. 209, p. 1-10, 2021.

GALBIATI, A. F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2009.

GALLAGHER, J.; GILL, L. W. The life cycle environmental performance of on-site or decentralised wastewater treatment systems for domestic homes. **Water (Switzerland)**, v. 13, p. 1–21, 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa nacional por amostra de domicílios 2015**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9127-pesquisa-nacional-por-amostra-de-domicilios.html?=&t=o-que-e>. Acesso em 18 out. 2021.

ISTENIČ, D.; BOŽIČ, G.; ARIAS, C. A.; BULC, T. G. Growth dynamic of three different white willow clones used in a zero-discharge wastewater treatment system in the sub-Mediterranean region - an early evaluation. **Desalination and Water Treatment**, v. 91, p. 260–267, 2017.

ISTENIČ, D.; BOŽIČ, G. Short-rotation willows as a wastewater treatment plant: Biomass production and the fate of macronutrients and metals. **Forests**, v. 12, n. 554, p.1-10, 2021.

KELE, B.; MIDMORE, D. J.; HARROWER, K.; MCKENNARIEY, B. J.; HOOD, B. An overview of the Central Queensland University self-contained evapotranspiration beds. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 10, p. 273–281, 2005.

KING, J. P.; JONES, T. L.; FAHMY, H. S.; SETON, J. Richard's Equation Approach to the Design of Evapotranspiration Beds. **Transactions of the ASAE**, v. 38, n. 4, p. 1025-1030, 1995.

LOMAX, K. M. Evapotranspiration method works for wastewater disposal along Chesapeake Bay. **Journal of Environmental Health**, p. 324-328, 1979.

MALLORY, A.; AKROFI, D.; DIZON, J.; MOHANTY, S., PARKER, A., REY VICARIO, D; PRASAD, S.; WELIVITA, I.; BREWER, T.; MEKALA, S.; BUNDHOO, D.; LYNCH, K.; MISHRA, P.; WILLCOCK, S.; HUTCHINGS, P. Evaluating the circular economy for

sanitation: Findings from a multi-case approach. **Science of the Total Environment**, v. 744, p. 140871, 2020.

MANGKOEDIHARDJO, S.; APRIL, S. Compost on evapotranspiration bed planted with yellow flag for treatment of wastewater containing anionic surfactant. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 8, n. 3, p. 1630–1633, 2012.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

MCGRATH, D. R.; HO, G. E.; MATHEW, K. The effectiveness of evapotranspiration systems in disposing of wastewater in remote aboriginal communities in Northwest Australia. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 10-12, p. 1825-1833, 1991.

MORENO, F.; LARA-BORRERO, J.; ROJAS, L.; VERA-PUERTO, I. Analysis of *Salix humboldtiana* to be used as the plant species in evapotranspirative willow systems in Latin American highland climate conditions. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 54, n. 13, p. 1302–1310, 2019.

O'HOGAIN, S.; MCCARTON, L.; REID, A.; TURNER, J.; FOX, S. A review of zero discharge wastewater treatment systems using reed willow bed combinations in Ireland. **Water Practice and Technology**, v. 6, n. 3, 2011.

PAMPLONA, S. e VENTURI, M. Esgoto à flor da terra. **Permacultura Brasil**. Soluções ecológicas, ano IV., v.16, p.18-19, 2004.

PAULO, P.L., AZEVEDO, C., BEGOSSO, L., GALBIATI, A.F., BONCZ, M.A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, 95–100, 2013.

PAULO, P.L., GALBIATI, A.F., MAGALHÃES FILHO, F.J.C., BERNARDES, F.S., CARVALHO, G.A., BONCZ, M.A. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 147, p. 61–66, 2019.

PEREIRA, A.R.; SEDIYAMA; G.C; VILLA NOVA, N.A. **Evapotranspiração**. Campinas: Fundag, 2013. 323 p.

POSTILA, H.; HEIDERSCHEIDT, E. Function and biomass production of willow wetlands applied in the polishing phase of sewage treatment in cold climate conditions. **Science of the Total Environment**, v. 727, p. 1-8, 2020.

RANDERSON, P. F.; JORDAN, G.; WILLIAMS, H. G. The role of willow roots in sub-surface oxygenation of vegetation filter beds - Mass spectrometer investigations in Wales, U.K. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 7, n. 3–4, p. 255–260, 2007.

RASTAS AMOFAH, L.; MATTSSON, J.; HEDSTRÖM, A. Willow bed fertigated with domestic wastewater to recover nutrients in subarctic climates. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 174–181, 2012.

SALVATO, J. A. Rational design of evapotranspiration bed. **Journal of Environmental Engineering**, v. 109, n. 3, p. 646-660, 1983.

SEDIYAMA, G. C. Estimativa da evapotranspiração: histórico, evolução e análise crítica. **Revista Brasileira de Agronomia**, v. 4, n. 1, p. 1-12, 1996

SOUZA, M. P., HOELTZ, M.; BENITEZ, L. B.; MACHADO, E. L.; SCHNEIDER, R. C. S. "Microalgae and Clean Technologies: A Review." **Clean - Soil, Air, Water**, v. 47, n. 11, p.1-18, 2019.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. vol. 1. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 452 p.

WEIGAND, R. G. Performance of alternative on-site sewage systems in Wood County, West Virginia. **Journal of Environmental Health**, p. 133-138, 1979.

WERNER, C.; PANESAR, A.; RÜD, S. B.; OLT, C. U. Ecological sanitation: Principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**, v. 248, p. 392–401, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment**. Geneva, 2017. 139 p.

## CAPÍTULO III

### PERDA DE ÁGUA EM TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO CULTIVADOS COM DIFERENTES FORRAGEIRAS

#### 1 INTRODUÇÃO

Os sistemas alagados construídos (SAC) ou *constructed wetlands* têm sido uma tecnologia muito empregada para tratamento descentralizado de esgotos. Os sistemas chamados de “descarga zero” tratam-se de SAC modificados e são uma alternativa para a gestão sustentável das águas residuárias, sobretudo no meio rural (Halick e Kita, 2017), com a vantagem de não gerarem efluentes ao final do tratamento. Neles, os nutrientes são absorvidos pelas plantas e retidos no meio filtrante, sendo toda a água evapotranspirada (Bernardes et al., 2017).

No Brasil alguns usuários, sobretudo no meio rural, têm adotado um SAC descarga zero denominado “Tanque de Evapotranspiração” (TEvap) para a destinação das águas provenientes do vaso sanitário. O TEvap é constituído por um tanque impermeável, preenchido com camadas de diferentes substratos, coberto por solo nos quais são cultivadas plantas de rápido crescimento e alto consumo de água (Paulo et al., 2019). As águas do vaso sanitário são introduzidas na câmara anaeróbia posicionada no fundo do tanque e se deslocam no sentido ascendente, passando pelas camadas de tijolos, brita, areia e finalmente o solo. Quando o nível da água atinge a última camada começa a ocorrer a eliminação por meio dos processos de capilaridade, ação do vento, calor e evapotranspiração das plantas, ao mesmo tempo que os nutrientes são removidos pela incorporação à biomassa vegetal (Paulo et al., 2013).

Uma das dificuldades encontradas pelos pesquisadores e usuários do TEvap é a escassez de literatura. Aspectos relativos à dimensionamento, construção e manutenção, por exemplo, são obtidos por comunicação pessoal, em comunicações não revisadas por pares ou em trabalhos não publicados (Paulo et al., 2013, 2019). A falta de referências sobre o tema leva à busca por informações sobre sistemas semelhantes. Apesar das diferenças relativas ao tipo de efluente, projeto e vegetação, as *willow beds* são os sistemas de tratamento de esgotos que mais se assemelham ao TEvap (Paulo et al., 2019).

As *willow beds* são um tipo especial de SAC que tratam águas residuárias por meio da evapotranspiração de salgueiros (*Salix* spp.) e, se operando efetivamente como “descarga zero”, são uma solução promissora para tratamento local de dejetos, reduzindo os riscos de contaminação das águas subterrâneas ou superficiais, sobretudo em locais com solo de baixa permeabilidade (Curneen e Gill, 2016). Para este sistema vários estudos já foram realizados visando determinar sua capacidade de absorção de água ou nutrientes (Gregersen e Brix, 2001; Brix e Arias, 2011; Curneen e Gill, 2014; Curneen e Gill, 2016; Frédette et al., 2019).

Em relação às espécies vegetais, nos TEvap têm sido cultivadas plantas de elevada demanda hídrica como a bananeira (*Musa cavendishii*), a taioba (*Xanthosoma sagittifolium*) e beri (*Canna* spp.). Essas foram as plantas cultivadas no TEvap monitorado por Paulo et al. (2013) e Paulo et al. (2019) em Campo Grande (MS). O primeiro trabalho objetivou apresentar uma visão geral do sistema, avaliando as variáveis físico-químicas e biológicas no TEvap, enquanto o segundo propôs uma equação de dimensionamento para o sistema baseada nas condições meteorológicas locais.

A bananeira também é citada como a principal planta cultivada em 70 tanques de evapotranspiração instalados no município de Madalena (CE) em um assentamento de reforma agrária (Coelho et al., 2018). Além da banana, o tomate (*Solanum esculentum*), a pimenta-de-cheiro (*Capsicum chinens*) e a folha de malvarisco (*Plectranthus amboinicus* L.) foram amostrados em alguns tanques para realização de ensaios microbiológicos, tendo sido confirmada a qualidade sanitária dos vegetais. Esse estudo também apresentou aspectos técnicos para o dimensionamento do tanque (evapotranspiração da cultura, coeficiente de retorno) e tempo necessário para limpeza do lodo da câmara de digestão, estimado em 5 anos e três meses.

Apesar da bananeira apresentar boa adaptação e ser a espécie mais mencionada nos trabalhos sobre o TEvap, acredita-se que outras espécies vegetais também poderiam ser cultivadas no sistema. Há relatos de forrageiras que têm se desenvolvido bem em sistemas alagados tais como o capim-tifton-85 (*Cynodon* ssp) (Amorim, et. al., 2015, Teixeira et. al., 2020; Lopes et. al., 2020) e o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) (Matos et al., 2010 e 2012), apresentando como vantagens a produção de alimento para os animais ou de biomassa para geração de energia.

Apesar de apresentarem características de interesse aos sistemas de evapotranspiração (elevada produtividade e cobertura foliar), até o momento não foram encontrados trabalhos que avaliassem o cultivo destas espécies em TEvap.

Já existem trabalhos que abordam a evapotranspiração das forrageiras dos gêneros *Cynodon* (Sanches et al., 2017 e 2019) e *Pennisetum* (Voltolini et. al., 2011), geralmente a partir de medições em lisímetros. Porém, algumas condições específicas como os efeitos oásis, buquê e varal, são mais prováveis de ocorrer no TEvap, dada a ausência de área de bordadura ao redor da área plantada.

Em uma série de publicações intituladas “Sistemas individuais para tratamento de águas negras” publicada pelo Sistema Universitário Texas A&M, Lesikar e Enciso (2002) descrevem a “*Evapotranspiration Bed*”, sistema constituído por tanque séptico seguido por outro tanque cultivado com plantas. Assim como as *willow beds* este sistema também se assemelha ao TEvap. Uma diferença importante, entretanto, é a presença de uma “mecha” de solo argiloso que se estende da parte inferior do tanque, de granulometria mais grosseira, até a área superficial. A função desta “mecha” é permitir a ascensão da água das camadas inferiores (com pouca capilaridade) para a região do solo onde ocorre a evaporação e absorção pelas plantas.

Pelo o exposto, percebe-se que existem poucas informações publicadas sobre a ecotecnologia “Tanque de Evapotranspiração”, o que torna relevante a realização de trabalhos visando a determinação da capacidade evapotranspirativa e o monitoramento de variáveis químicas em sistemas cultivados com outras espécies vegetais. Desta forma, este estudo teve-se como objetivo principal medir a evapotranspiração de TEvap cultivados com *Cynodon* sp. (capim-tifton-85) e *Pennisetum* sp. (BRS capiaçu), considerando frequências distintas de uso do sistema. Os objetivos específicos foram avaliar a influência dos capins e da adição de uma faixa vertical de solo sobre a evapotranspiração (ET), condutividade elétrica e pH, determinar o coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ ) e verificar a capacidade do sistema em funcionar como “descarga zero”.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Caracterização da área e delineamento experimental

Os tanques de evapotranspiração foram instalados em ambiente aberto no setor de Agricultura do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais (IF Sudeste MG), *campus* Rio Pomba, cujas coordenadas geográficas são 21° 14' 41" S e 43° 9' 32" O, 434 m de altitude. De acordo com a classificação climática de Köppen & Geiger, o clima de Rio Pomba é Cwa, denominado clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (Reboita et al., 2015).

Os TEvap eram constituídos por recipientes de polietileno expandido de alta densidade (PEAD) com dimensões de 0,90 m de altura, diâmetro da borda superior de 0,52 m e área superficial de 0,21 m<sup>2</sup>. A capacidade aproximada dos tanques era de 0,20 m<sup>3</sup> e o volume útil médio era de 0,059 m<sup>3</sup>. A primeira camada era composta por uma câmara anaeróbia com 45 cm de altura, formada por um recipiente plástico invertido, perfurado e fixado ao fundo, envolto por material cerâmico (lajotas quebradas). A segunda e a terceira camada possuíam 10 cm de altura cada e foram preenchidas com brita gnáissica “tamanho 1” e areia de textura média, respectivamente.

A última camada possuía 25 cm de altura e era composta por solo franco-argilo-arenoso, de acordo com a classificação textural da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (Santos et al., 2013). Entre as camadas foi colocada uma manta geotêxtil para evitar o entupimento das partes inferiores por conta do deslocamento dos materiais mais finos (areia e solo). As características físico-químicas do solo encontram-se na Tabela 3.1. Pode-se observar que o solo possuía pH neutro, boa concentração de matéria orgânica, condição muito boa de saturação por bases e de nutrientes como fósforo e potássio, de acordo com as classificações propostas por Ribeiro et al. (1999).

Tabela 3.1– Características físico-químicas do solo dos TEvap.

Parâmetro	Unidade	Valor
Areia	%	62,50
Argila	%	26,30
Silte	%	11,20
pH (H <sub>2</sub> O)	-	7,03
MO	dag/kg	4,21
N-total	dag kg <sup>-1</sup>	0,24
P	mg dm <sup>-3</sup>	1.120,1
K	mg dm <sup>-3</sup>	500,00
Na	mg dm <sup>-3</sup>	165,62
Ca	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	9,52
Mg	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	2,51
Al	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,00
(H + Al)	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	1,0
Zn	mg dm <sup>-3</sup>	83,76
Fe	mg dm <sup>-3</sup>	51,90
Mn	mg dm <sup>-3</sup>	148,40
Cu	mg dm <sup>-3</sup>	4,54
P-rem	mg L <sup>-1</sup>	51,60
SB	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	14,03
t	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	14,03
T	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	15,03
V	%	93,30
m	%	0,0

\*SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica; t: CTC efetiva; T: CTC a pH 7,0; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; M.O.: matéria orgânica. Fonte: A autora.

Em alguns tanques foi adicionada uma faixa vertical de solo (FS), constituída de material argiloso inserido dentro de um tubo de PVC perfurado e envolto em manta geotêxtil, semelhante ao descrito por Lesikar e Inciso (2002). O diâmetro da faixa era de 100 mm e o objetivo da mesma era conectar a camada inferior do tanque preenchida com material grosseiro (lajotas quebradas) às camadas superiores, preenchidas com solo.

A água (pH = 6,77 ± 0,31; condutividade elétrica = 0,04 ± 0,01 mS cm<sup>-1</sup>) era coletada semanalmente em manancial e armazenada em caixas d'água dispostas ao lado dos tanques. A mesma era introduzida no sentido ascendente, entrando pela câmara anaeróbia a partir de um tubo de PVC com 75 mm de diâmetro. Para monitoramento do funcionamento do sistema, foi inserido um piezômetro constituído de um tubo de PVC de 50 mm de diâmetro. Para recolher eventuais extravasamentos, instalou-se um "ladrão" (extravasor) composto de tubo PVC de 20 mm de diâmetro conectado a um recipiente plástico vedado por uma tampa. Detalhes dos tanques de evapotranspiração são mostrados na Figura 3.1.

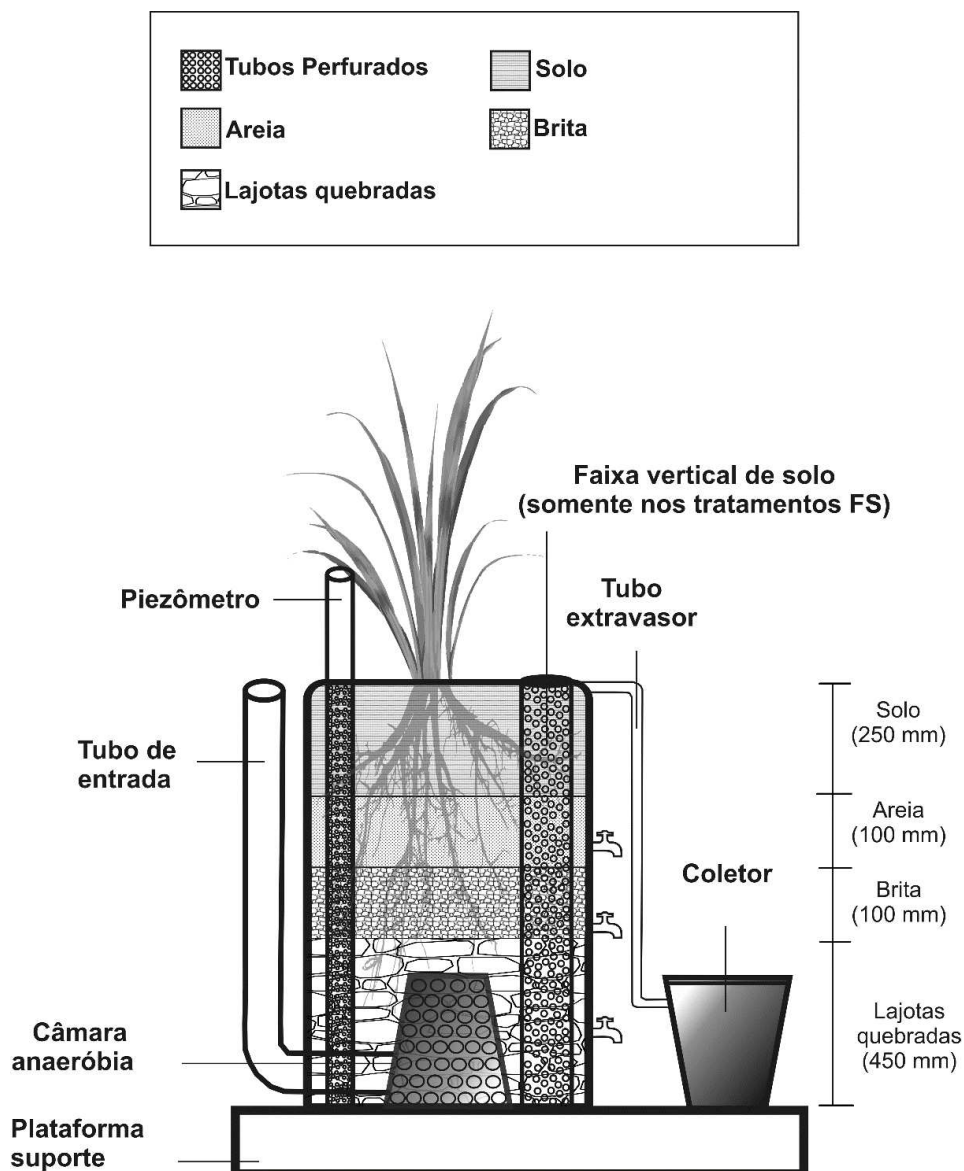


Figura 3.1 - Modelo de Tanque de Evapotranspiração usado no experimento. Fonte: A autora.

O experimento foi realizado empregando-se os diferentes tratamentos (Tabela 3.2) no delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial 2 x 2. Os fatores avaliados foram a forrageira cultivada (BRS capiaçu e capim-tifton-85) e a faixa vertical de solo (presença e ausência). Para cada tratamento havia 3 repetições, totalizando 12 TEvap. Os mesmos foram instalados aleatoriamente, via sorteio, no campo e organizados em 3 fileiras com 4 TEvap cada e um espaçamento de 3,5 m entre os tanques (Figura 3.2).

Tabela 3.2 - Definição dos tratamentos em função dos fatores capim e faixa de solo.

<b>Tratamento</b>	<b>Forrageira</b>	<b>Faixa de solo</b>
<b>C</b>	BRS capiaçu	Ausente
<b>CFS</b>	BRS capiaçu	Presente
<b>T</b>	Capim-tifton-85	Ausente
<b>TFS</b>	Capim-tifton-85	Presente



Figura 3.2 – Disposição dos TEvap no campo. Fonte: A autora.

## 2.2 Desenvolvimento do experimento e monitoramento

O plantio dos capins ocorreu no mês de outubro de 2019 e foi realizado por meio de propagação vegetativa. Foram plantados dois estolões com quatro gemas nos tanques cultivados com capim-tifton-85 e quatro colmos com duas gemas nos tanques de capiaçu. Durante os 7 meses seguintes, as plantas passaram por um período de adaptação ao sistema. Nesse intervalo, foram realizados 2 cortes rasos

nas plantas (20 cm e 10 cm de altura em relação ao solo para o capiaçu e capim-tifton-85, respectivamente), uniformização do número de plantas nos TEvap cultivados com BRS capiaçu (4 plantas por tanque), controle de plantas espontâneas, reposição das lâminas evapotranspiradas a cada 3 dias com água de manancial e com água de suinocultura diluída (50%) uma vez por mês.

Os dados foram monitorados durante duas estações de crescimento das plantas: ciclo 1 e ciclo 2. O primeiro ciclo iniciou em 27 de maio de 2020 e ocorreu no intervalo entre o terceiro e o quarto cortes, durando 30 dias. Nele, simulou-se o uso mais frequente do TEvap, repondo-se a água no sistema a cada 3 dias. O ciclo 2, iniciado no dia 29 de junho de 2020, durou 35 dias. Nele, simulou-se o uso menos frequente do sistema, repondo-se o volume evapotranspirado a cada 7 dias. A frequência semanal de reposição de água é habitual em TEvap instalados em locais tipo chácaras, sítios, ambientes de lazer, nos quais é comum o uso apenas nos finais de semana, levando à redução da zona úmida no interior do tanque.

### 2.3 Evapotranspiração nos TEvap

A evapotranspiração foi determinada por meio da reposição da lâmina evapotranspirada no sistema, semelhante à metodologia descrita em Borin et al. (2011). Nos dias de realização dos cortes dos capins (dia “zero”), todos os tanques foram completamente preenchidos com água até o nível do solo. A partir de então, a cada 3 (ciclo 1) e 7 dias (ciclo 2) realizavam-se coletas de amostras de água nas torneiras, verificação de volume extravasado, leitura da lâmina precipitada e reposição do volume inicial por meio de proveta graduada. O processo de reposição terminava ao perceber a formação de uma lâmina de água na superfície do solo, quando então anotava-se o valor total adicionado. O cálculo da lâmina evapotranspirada é mostrado na Equação 3.1.

$$ET_{TEvap} = \frac{(V_{ad} - V_{extr} - V_{am})}{A_t} + Prec \quad (\text{Equação 3.1})$$

Em que:

$ET_{TEvap}$  = evapotranspiração no tanque (mm);

$V_{ad}$  = volume adicionado (L);  
 $V_{extr}$  = volume extravasado (L);  
 $V_{am}$  = volume da amostra retirada (L);  
 $A_t$  = área do tanque (0,21 m<sup>2</sup>);  
 Prec = precipitação (mm).

Para verificar a capacidade do sistema funcionar como “descarga zero”, o volume médio evapotranspirado pelos TEvap foi comparado com o volume de água de vaso sanitário gerado por pessoa, obtido da literatura.

#### 2.4 Determinação da evapotranspiração de referência e do coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ )

Registros de precipitação (mm), temperaturas média, máxima e mínima do ar (°C), velocidade do vento (m s<sup>-1</sup>), umidade relativa (%), pressão atmosférica (hPa) eram feitos por meio dos sensores automáticos presentes na estação meteorológica instalada ao lado do experimento, a 2,0 m de altura em relação ao nível do solo. Um pluviômetro com 150 mm de capacidade também foi colocado no ponto central dos tanques.

Os dados meteorológicos horários foram convertidos para a escala diária e inseridos no programa Ref-ET (Allen, 2016). Para a estimativa da evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ), empregou-se a equação de Penman-Monteith (Equação 3.2) conforme as parametrizações do Boletim 56 da FAO (Allen et al., 1998).

$$ET_0 = \frac{0,408 s (R_n - G) + \frac{\gamma 900 u_2 (e_s - e_a)}{T + 273}}{s + \gamma (1 + 0,34 U_2)} \quad (\text{Equação 3.2})$$

Em que:

$ET_0$  = evapotranspiração de referência (mm d<sup>-1</sup>);  
 $R_n$  = radiação líquida total diária (MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>);  
 $G$  = fluxo de calor no solo (MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>);  
 $\gamma$  = constante psicrométrica (0,063 kPa °C<sup>-1</sup>);

$T$  = temperatura média do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ) a 2 m de altura, medida na miniestação meteorológica;

$u_2$  = velocidade do vento medida a 2 m de altura, medida na miniestação meteorológica ( $\text{m s}^{-1}$ );

$e_s$  = pressão de saturação de vapor, (kPa);

$e_a$  = pressão parcial de vapor (kPa);

$s$  = declividade da curva de pressão de vapor na temperatura do ar, em  $\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$ .

Os valores de radiação solar foram estimados a partir da radiação solar extraterrestre e da amplitude térmica diária, conforme equação de Hargreaves (Equação 3.3) descrita no boletim da FAO-56 (Allen et al., 1998).

$$R_s = K_{RS} \sqrt{(T_{\text{máx}} - T_{\text{mín}})} \cdot R_a \quad (\text{Equação 3.3})$$

Em que:

$K_{RS}$  = coeficiente de ajuste, igual a 0,16 para locais no interior do continente;

$T_{\text{máx}}$  = temperatura máxima diária ( $^{\circ}\text{C}$ );

$T_{\text{mín}}$  = temperatura mínima diária ( $^{\circ}\text{C}$ ); e

$R_a$  = radiação extraterrestre ( $\text{MJ.m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ), obtida da declinação solar, ângulo horário ao nascer do sol e da distância relativa Terra-Sol, conforme descrito em Allen et al. (1998).

O coeficiente do tanque ( $K_{\text{TEvap}}$ ) foi obtido dividindo-se a evapotranspiração medida nos Tevap (ET) pela evapotranspiração de referência ( $\text{ET}_0$ ), conforme equação 3.4.

$$K_{\text{TEvap}} = \frac{\text{ET}}{\text{ET}_0} \quad (\text{Equação 3.4})$$

Em que:

$K_{\text{TEvap}}$  = coeficiente do tanque (adimensional);

ET = média da evapotranspiração medida em cada um dos 3 tanques de cada tratamento ( $\text{mm d}^{-1}$ );

$ET_0$  = evapotranspiração de referência, obtida por meio da equação de Penman-Monteith ( $\text{mm d}^{-1}$ ).

## 2.5 Análises laboratoriais e agronômicas

A cada 3 dias (ciclo 1) ou 7 dias (ciclo 2) amostras eram coletadas nas torneiras localizadas na câmara anaeróbia e depois acondicionadas em frascos de 300 mL e levados para o laboratório de Água e Resíduos do Instituto de Pesquisa e Ciências Aplicadas (IPCA) do *campus* Rio Pomba, onde eram medidas as variáveis pH e condutividade elétrica. Antes da realização das leituras os eletrodos do equipamento eram calibrados por meio de uma “solução de calibração rápida”. Após este processo, as amostras eram colocadas em recipientes nos quais inseria-se a sonda do Multiparâmetro Hanna, modelo HI9828, e aguardava-se a estabilização da leitura para anotação dos valores. Entre as leituras, os eletrodos eram lavados com água destilada e secos com papel toalha.

Ao final de cada ciclo, foram realizados cortes rasos a 0,10 m e a 0,20 m em relação ao nível do solo, para o capim-tifton-85 e o BRS capiaçu, respectivamente. A biomassa aérea (folhas + colmo) foi seca em estufa de circulação forçada, a 65 °C até massa constante, e depois pesadas em balança com precisão de 0,01 g. Problemas com o isolamento levaram à entrada de animais na área experimental no final do ciclo 1, prejudicando a coleta de dados de produtividade do capim BRS capiaçu nesta estação de crescimento.

No último dia dos ciclos foram medidas alturas das plantas por meio de uma fita métrica de fibra de vidro. Foram realizadas medições em três hastes de capim de cada tanque, obtendo o resultado a partir da média dos três valores.

## 2.6 Análises estatísticas

Os dados de evapotranspiração acumulada ( $\text{mm ciclo}^{-1}$ ), os valores médios de pH e condutividade elétrica dos TEvap foram comparados estatisticamente. Primeiramente, a normalidade dos dados foi testada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias foi avaliada com uso do teste de Bartlett. Tendo sido atendido os pressupostos de normalidade e homocedasticidade,

procedeu-se à análise de variância (ANOVA), considerando-se um nível de 5% pelo teste F, por meio do programa livre R (R Core Team, 2020). Quando os pressupostos para uso da ANOVA não foram atendidos e, tendo sido detectada a presença de outliers nos dados, optou-se por um teste robusto de medianas por meio da função `med2way` implementada no pacote `WRS2` (Mair e Wilcox, 2020) do programa R, também a 5% de probabilidade.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Condições ambientais

Pôde-se notar que no ciclo 1 a temperatura média ( $T_{med}$ ) foi cerca de 4% inferior à observada no ciclo 2 (Tabela 3.3). No primeiro cultivo os valores de  $T_{med}$  oscilaram entre 13,48 °C e 20,37 °C enquanto no ciclo 2 ficaram entre 17,41 °C e 19,35 °C.

Tabela 3.3 - Resumo das variáveis meteorológicas.

<b>Variável Meteorológica</b>	<b>Ciclo 1<sup>a</sup></b>	<b>Ciclo 2<sup>b</sup></b>
Temperatura média do ar (°C)	17,60 ± 2,25	18,27 ± 0,70
Média da temperatura máxima do ar (°C)	26,86 ± 2,26	26,44 ± 1,22
Média da temperatura mínima do ar (°C)	11,06 ± 3,19	12,16 ± 1,72
Umidade relativa média (%)	69,89 ± 1,59	68,62 ± 1,57
Velocidade média do vento (m s <sup>-1</sup> )	0,28 ± 0,09	0,34 ± 0,02
Radiação solar média (MJ m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	14,91 ± 1,80	14,70 ± 1,75
Precipitação acumulada (mm)	5,60	12,40

<sup>a</sup>(n = 30 dias); <sup>b</sup>(n = 35 dias); <sup>c</sup>Estimada pela equação de Hargreaves.

A média da amplitude térmica foi maior no primeiro ciclo, igual a 15,80 °C, em relação ao ciclo 2 cujo valor foi 14,28 °C. Esta diferença refletiu na estimativa da radiação solar, fazendo que a média calculada para o ciclo 1 fosse um pouco maior à obtida para o segundo ciclo (Tabela 3.3).

Em ambos os períodos, pôde-se notar condições amenas de velocidades do vento e umidade relativa. Além disso, houve baixa incidência de chuva, totalizando valores acumulados de 5,60 mm e 12,40 mm para os ciclos 1 e 2, respectivamente. No ciclo 1 a maioria das lâminas precipitadas refere-se a eventos de neblina, em torno

de 0,20 mm d<sup>-1</sup>, que ocorreram ao longo do período. No ciclo 2, mais da metade do total precipitado (7,2 mm) ocorreu na última semana. As demais lâminas referem-se a pequenos valores, em média, iguais a 1,3 mm semanais.

### 3.2 Evapotranspiração

É possível observar que dos dois fatores avaliados (planta e faixa vertical de solo), apenas a planta levou a diferenças significativas na evapotranspiração dos TEvap em ambos os ciclos (Tabela 3.4). Nota-se que não houve interação significativa entre os fatores estudados (p-valor = 0,10 e p-valor = 0,67 no primeiro e segundo ciclo, respectivamente). É possível também afirmar que os tratamentos com o capim BRS capiaçu apresentaram capacidade evapotranspirativa significativamente superior aos tratamentos com capim-tifton-85 (p-valor= 2,96 x 10<sup>-6</sup> no ciclo 1 e p-valor = 1,06 x 10<sup>-6</sup> no ciclo 2). Fazendo-se a média dos tratamentos com capiaçu observa-se que a ET acumulada foi 27,93% e 45,89% superior à dos tanques cultivados com capim-tifton-85 no primeiro e segundo ciclo, respectivamente.

Tabela 3.4 - Resumo da análise de variância para a evapotranspiração acumulada dos TEvap no primeiro e segundo ciclo.

Ciclo	Fator	GL	Quadrado médio		
1º	Faixa de Solo	1	8,70 <sup>ns</sup>		
	Planta	1	3009,60*		
	FS:planta	1	78,64 <sup>ns</sup>		
	Resíduos	8	22,75		
	<b>C</b>	<b>CFS</b>	<b>T</b>	<b>TFS</b>	
	<b>Média (mm ciclo<sup>-1</sup>)</b>	141,67	148,42	115,12	111,70
	<b>CV (%)</b>	1,60	1,21	3,48	7,30
2º	Faixa de Solo	1	56,3 <sup>ns</sup>		
	Planta	1	9340,9*		
	FS:planta	1	10,8 <sup>ns</sup>		
	Resíduos	8	54		
	<b>C</b>	<b>CFS</b>	<b>T</b>	<b>TFS</b>	
	<b>Média (mm ciclo<sup>-1</sup>)</b>	176,60	178,58	118,48	124,70
	<b>CV (%)</b>	5,76	4,38	1,72	5,56

(\*) Significativo a 5% e (<sup>ns</sup>) não significativo, pelo teste F; GL = graus de liberdade; FS = faixa de solo; CV = coeficiente de variação; C = TEvap cultivado com BRS capiaçu; CFS = TEvap cultivado com BRS capiaçu e presença de faixa de solo; T = TEvap cultivado com tifton-85; TFS = TEvap cultivado com tifton-85 e presença de faixa de solo.

Interessante notar que as curvas de ET acumulada do capim BRS capiaçu alteram sua inclinação na segunda metade de ambos os ciclos, tornando-se mais íngremes (Figura 3.3). Apesar de não ter sido medido o índice de área foliar, possivelmente esta tendência está relacionada a um maior incremento na cobertura foliar do BRS capiaçu na segunda quinzena dos experimentos, aumentando suas taxas em relação ao início dos ciclos. Por ser uma planta de porte alto, podendo atingir até 4,20 m (Pereira et al., 2016), acredita-se que a alongação de seus colmos ao longo do ciclo levou a uma variação mais expressiva em sua parte aérea, refletindo sobre os valores de ET.

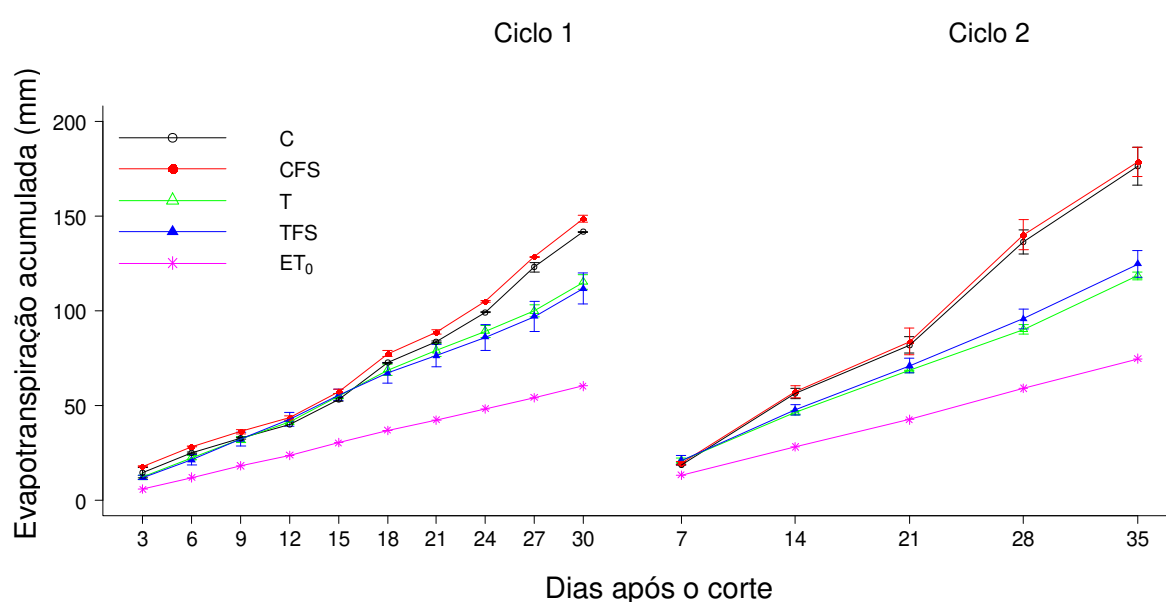


Figura 3.3 - Evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ) e ET para o capim-tifton-85 e BRS capiaçu, em TEvap com e sem a faixa vertical de solo.

Nos dois ciclos a ET do capim-tifton-85 apresentou menor variabilidade ao longo do tempo se comparada com o BRS capiaçu. Isto é confirmado pelo coeficiente de variação médio igual a 18,05% e 37,78%, respectivamente, para os tanques com tifton e capiaçu no ciclo 1, e iguais, respectivamente, a 12,96% e 39,34%, no ciclo 2. Acredita-se que isto possa estar associado à morfologia das plantas. Foi possível notar ao longo dos ciclos que o capim-tifton-85 cobria toda a superfície do solo, deixando-o menos exposto ao efeito da evaporação direta, prevalecendo o processo da transpiração da planta.

Teixeira et al. (2020), em um experimento em sistema alagado construído, também observaram que o capim-tifton-85 espalhou-se sobre a área do *wetland*,

cobrindo a superfície do meio suporte, independentemente da produtividade de biomassa da planta. Os autores acreditam que a menor exposição do substrato à radiação solar causou a redução na evaporação da água que, por outro lado, foi compensada pela maior transpiração da planta. Diferente do tifton, o capim BRS capiaçu se desenvolve em touceiras de formato ereto (Pereira et al., 2016), não cobrindo totalmente a superfície. No presente trabalho, acredita-se que esta característica tenha favorecido a evaporação direta, visto que formava-se uma lâmina d'água na superfície do solo quando inundado, o que somado à transpiração das plantas, explicariam os elevados picos nas curvas de ET do capiaçu.

Comparando-se as ET dos TEvap com e sem faixa vertical de solo, não foi possível detectar efeito significativo do fator avaliado ( $p$ -valor = 0,88 no ciclo 1 e  $p$ -valor = 0,80 no ciclo 2). Acredita-se que a elevada profundidade das raízes das plantas possa ter inibido o efeito da faixa vertical de solo. Durante a desmontagem dos tanques observou-se que as mesmas atingiram as camadas mais profundas do sistema, alcançando, inclusive, a câmara anaeróbia. Assim, a falta de capilaridade nas camadas mais grosseiras pode ter sido compensada pela presença das raízes, trazendo a água das zonas mais baixas até às plantas. Importante destacar que o plantio das culturas ocorreu quase 8 meses antes da coleta de dados, tempo suficiente para que suas raízes se desenvolvessem.

Outra possível explicação é a área da faixa de solo não ter sido grande o suficiente, visto que a mesma representou apenas 3,7% da área superficial do tanque. Lesikar e Enciso (2002), para o sistema “Evapotranspiration Bed”, recomendam que a área da mecha de solo esteja entre 10% e 15% da superfície e que seja distribuída uniformemente por toda a cama de evapotranspiração. Neste trabalho, pelo fato da área dos TEvap ser pequena não foi possível adotar áreas maiores para as faixas de solo, visto que isto poderia interferir no desenvolvimento das plantas.

As frequências distintas de uso do sistema, simuladas pela reposição das lâminas evapotranspiradas a cada 3 (ciclo 1) ou 7 dias (ciclo 2), não alteraram o efeito dos fatores estudados, visto que os resultados alcançados foram semelhantes. Acredita-se que, mesmo que a menor frequência de reposição de água tenha reduzido mais o nível de água nos tanques, isto não foi suficiente para que a faixa de solo surtisse efeito sobre a ET. As razões seriam as mesmas discutidas anteriormente (elevada profundidade de raízes e área da faixa de solo muito pequena).

### 3.3 Coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ )

No ciclo 1 as médias de  $K_{TEvap}$  foram  $2,35 \pm 0,04$ ,  $2,46 \pm 0,03$ ,  $1,91 \pm 0,07$  e  $1,86 \pm 0,13$  para os TEvap C, CFS, T e TFS, respectivamente. No segundo ciclo, estes valores foram  $2,31 \pm 0,13$ ,  $2,34 \pm 0,11$ ,  $1,59 \pm 0,03$  e  $1,67 \pm 0,09$ , respectivamente (Figura 3.4).

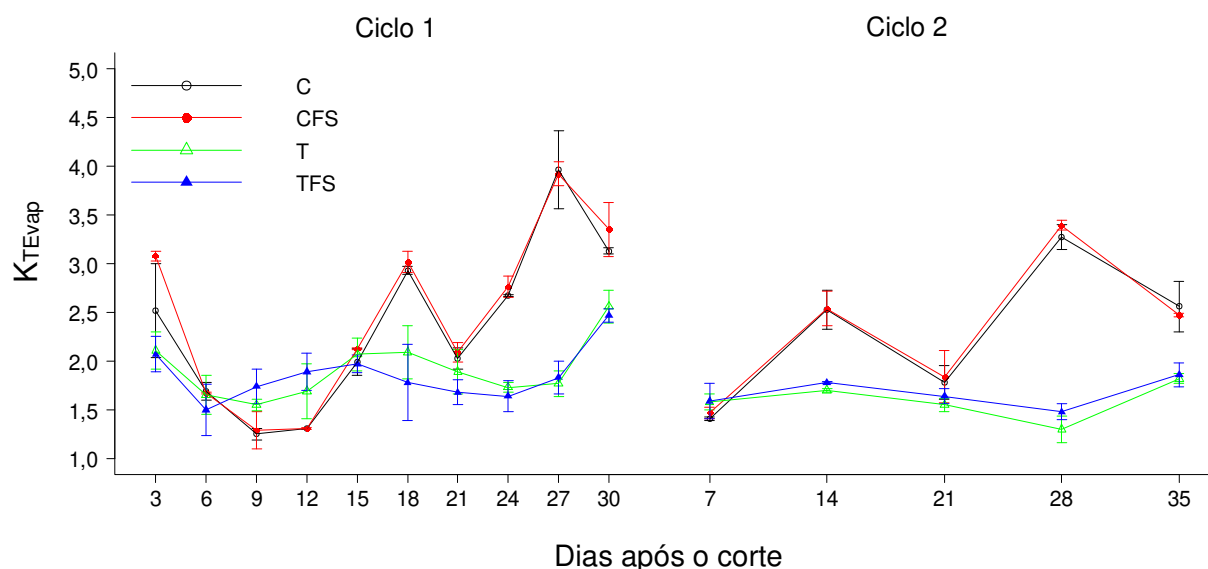


Figura 3.4 - Coeficientes do tanque ( $K_{TEvap}$ ) ao longo dos dois ciclos.

Acredita-se que os valores elevados de  $K_{TEvap}$  estejam associados aos efeitos oásis e varal, conforme observado em trabalhos com *willow beds* (Brix e Arias, 2005; Dotro et al., 2017; Frédette et al., 2019). O primeiro refere-se à advecção de ar quente e seco das áreas vizinhas para o dossel da zona úmida (Allen et. al., 1998) e o segundo é devido a maior altura da vegetação dentro da *wetland*. O efeito buquê também estaria presente, sobretudo nos TEvap cultivados capiaçu, visto que as plantas cresciam além dos limites das bordas externas dos tanques. O efeito buquê seria uma analogia com um vaso de flores, no qual a área foliar da cultura excede a área da superfície do solo (Pereira et al., 2013). Nestas condições, há maior perturbação no movimento horizontal do ar, aumenta o grau de turbulência do calor sensível do ar ao redor da cultura e, conseqüentemente, a evapotranspiração da cultura também aumenta (Sedyama, 1996). Além disto, ocorre um acréscimo na interceptação da radiação solar incidente em até 40% (Sedyama, 1996) o que ajuda a explicar as elevadas taxas de ET nos resultados obtidos.

Considerando as médias dos dois ciclos e que não houve diferença estatística entre a ET dos tanques com e sem faixa, pode-se propor valores médios de  $K_{TEvap}$  iguais a 2,37 e 1,76 para TEvap cultivados com o BRS capiaçu e capim-tifton-85, respectivamente. Ressalta-se, porém, que, como esta pesquisa foi realizada em TEvap em escala piloto e considerando-se apenas uma época do ano, deve se ter cuidado ao extrapolar os resultados aqui obtidos para outras condições, sobretudo devido aos efeitos oásis e varal e também às variações meteorológicas anuais.

### **3.4. Dimensionamento do TEvap como descarga zero**

Usando a média geral dos dois ciclos e considerando apenas o resultado dos tanques cultivados com BRS capiaçu, que foram significativamente superiores aos do capim-tifton-85, a evapotranspiração obtida neste trabalho foi de  $4,95 \text{ mm d}^{-1}$ . De acordo com Palmquist e Hanæus (2005) a contribuição de água de vaso sanitário por usuário é, em média, igual a  $28,5 \text{ L d}^{-1}$ . Usando estas duas informações, e desconsiderando as lâminas de chuva que podem ser interceptadas pelo tanque, encontra-se que a área mínima necessária para que o TEvap funcione como “descarga zero” seria de  $5,76 \text{ m}^2$  por pessoa. Este valor é cerca de três vezes maior ao valor usualmente adotado nos TEvap em escala plena, igual a  $2 \text{ m}^2$  de superfície por usuário (Paulo et al. 2013) e 1,8 vezes maior ao obtido por Paulo et al. (2019), igual a  $3,20 \text{ m}^2$ , para TEvap instalado na região de Campo Grande (MS), cultivado com banana, taioba e beri.

Obviamente questões relativas ao tipo de planta cultivada e às condições meteorológicas devem ser consideradas, já que nos sistemas em escala plena geralmente são implantadas outras culturas e que neste trabalho não foram contempladas todas as estações do ano. Por outro lado, maior interceptação das precipitações durante o período chuvoso e o fato dos efeitos oásis, varal e buquê serem menores na escala plena (maior área e bordadura) aumentariam os níveis de água no TEvap e levam a crer que problemas com extravasamentos podem ocorrer no sistema. Os resultados aqui obtidos reforçam a necessidade de novos estudos para um dimensionamento mais criterioso do TEvap como efetivamente “descarga zero”.

### 3.5 Produtividade e altura das plantas

Observa-se que o capim BRS capiaçu atingiu alturas e obteve produtividades abaixo do seu potencial (Tabela 3.5), mesmo sendo cultivado em solo com elevada fertilidade, conforme dados apresentados na Tabela 3.1. Estes resultados podem estar associados ao corte precoce, realizado aos 30 e 35 dias nos ciclos 1 e 2, respectivamente. A cultivar BRS capiaçu é considerada de porte alto pelos seus desenvolvedores (Pereira et al., 2016), sendo citadas médias de altura iguais a 2,40 m, 2,90 m, 3,60 m e 4,10 m porém para cortes mais tardios, realizados aos 50, 70, 90 e 110 dias, respectivamente. Por sua vez, o capim-tifon-85 atinge valores entre 0,40 e 0,60 m de altura, com rendimento máximo alcançado com 6 semanas de intervalo entre cortes, mas sendo recomendado 4 semanas de intervalo entre as colheitas para garantir o valor nutritivo do feno (Fontanelli et al., 2012).

Outra questão importante são as condições meteorológicas medidas ao longo dos ciclos da cultura. No trabalho de Flores et al. (2012) foi observado que o aumento da temperatura favoreceu o desenvolvimento e o maior aporte de biomassa do capim-elefante. A temperatura média observada durante a pesquisa destes autores foi 25 °C, bem superior às médias observadas neste trabalho, iguais a 17,60 °C e 18,27 °C, no primeiro e segundo ciclo respectivamente. Para as plantas C4, Taiz et al. (2017) citam que a eficiência fotossintética ótima ocorre na faixa de 25 °C a 35 °C.

Há ainda o fato do capim BRS capiaçu não estar em condições ótimas de umidade visto que, segundo Pereira et al. (2016), o capim-elefante não bem tolera solos encharcados. Apesar do excesso de umidade não ter impedido o desenvolvimento do BRS capiaçu nos TEvap, isso pode ter contribuído para que o mesmo não tenha apresentado todo seu potencial de produção de biomassa.

Tabela 3.5 - Altura final das plantas e produtividade da biomassa aérea nos dois ciclos de cultivo.

Ciclo	TEvap	Altura final das plantas <sup>a</sup> (cm)	Massa seca da parte aérea (g tanque <sup>-1</sup> )
1º	C	67,00 ± 3,61	ND
	CFS	73,00 ± 9,54	ND
	T	25,67 ± 0,58	43,62 ± 11,44
	TFS	24,00 ± 3,46	39,06 ± 6,09
2º	C	74,33 ± 3,06	76,90 ± 1,41
	CFS	76,33 ± 1,84	80,03 ± 5,32
	T	28,67 ± 1,15	35,65 ± 1,06
	TFS	28,80 ± 2,31	39,45 ± 3,89

<sup>a</sup>Média amostral n = 3 hastes por tanque; C = TEvap cultivado com BRS capiaçu; CFS = TEvap cultivado com BRS capiaçu e presença de faixa de solo; T = TEvap cultivado com tifton-85; TFS = TEvap cultivado com tifton-85 e presença de faixa de solo; ND = não disponível.

Os valores de massa seca da parte aérea do capim-tifton-85 também foram baixos (Tabela 3.5). Tal como discutido para o capim BRS capiaçu, acredita-se que as condições meteorológicas e excesso de umidade no solo tenham levado a baixas produtividades. As espécies perenes de verão, entre as quais estão o capim-tifton-85 e o capim-elefante, apresentam maior produção no verão, enquanto no inverno a temperatura e a baixa luminosidade reduzem a produção de forragem (Fontanelli et al., 2012). Outra explicação para os baixos rendimentos é o efeito negativo do encharcamento do solo nos TEvap, pois acredita-se que a produtividade do capim tifton-85 é maior em ambientes que não permanecem constantemente alagados (Amorim et al., 2015).

### 3.6 Condutividade elétrica e pH

As Tabelas 3.6 e 3.7 são um resumo das análises estatísticas para as variáveis pH e condutividade elétrica nos ciclos 1 e 2, respectivamente. No ciclo 1, não tendo sido atendido o pressuposto de homogeneidade dos resíduos para a variável condutividade elétrica, usou-se o teste não-paramétrico de medianas, por meio da função med2way do pacote WRS2 do programa R.

Foi possível observar que os TEvap cultivados com o capim BRS capiaçu apresentaram valores de CE significativamente menores que os cultivados com o capim-tifton-85 (p-valor < 0,0001 no ciclo 1 e p-valor = 2,63 x 10<sup>-4</sup> no ciclo 2). Além disso, foram obtidos valores significativamente maiores de CE nos sistemas que

possuíam a faixa vertical de solo ( $p$ -valor =  $5,0 \times 10^{-3}$  e  $p$ -valor =  $4,13 \times 10^{-2}$  nos ciclos 1 e 2, respectivamente). Não houve interação significativa entre os fatores estudados ( $p$ -valor = 0,36 e  $p$ -valor = 0,60 nos ciclos 1 e 2, respectivamente).

Em ambos os ciclos houve diferença estatisticamente significativa entre o pH dos TEvap cultivados com o tifton-85 e a BRS capiaçu, sendo que este último apresentou valores menores que o primeiro ( $p$ -valor =  $3,31 \times 10^{-4}$  e  $p$ -valor =  $3,07 \times 10^{-3}$  nos ciclos 1 e 2, respectivamente). Já a faixa de solo não conferiu efeito sobre o pH ( $p$ -valor =  $5,57 \times 10^{-1}$  e  $p$ -valor =  $3,96 \times 10^{-1}$  nos ciclos 1 e 2, respectivamente). Também não houve interação significativa entre os fatores para a variável pH ( $p$ -valor =  $7,50 \times 10^{-1}$  e  $p$ -valor =  $4,35 \times 10^{-1}$  nos ciclos 1 e 2, respectivamente).

Tabela 3.6 - Resumo das análises estatísticas para condutividade elétrica e pH dos TEvap no primeiro ciclo de cultivo.

Ciclo	Fator	GL	CE	pH
			Estatística do teste de medianas	Quadrado médio
1º	Faixa de Solo	1	7,8695*	0,0014 <sup>ns</sup>
	Planta	1	19,4329*	0,1344*
	FS:planta Resíduos	1 8	0,8228 <sup>ns</sup>	0,0004 <sup>ns</sup> 0,0037
Variável	C	CFS	T	TFS
CE <sup>a</sup> (mS cm <sup>-1</sup> )	0,42	0,51	0,55	0,60
pH <sup>b</sup>	5,93	5,96	6,15	6,16
CV (%)	0,25	0,82	1,29	1,21

(\*) Significativo a 5% e (<sup>ns</sup>) não significativo, pelo teste F ou teste de medianas; <sup>a</sup>Mediana; <sup>b</sup>Média; GL = graus de liberdade; CE = condutividade elétrica; FS = faixa de solo; CV = coeficiente de variação; C = TEvap cultivado com BRS capiaçu; CFS = TEvap cultivado com BRS capiaçu e presença de faixa de solo; T = TEvap cultivado com tifton-85; TFS = TEvap cultivado com tifton-85 e presença de faixa de solo.

Tabela 3.7 - Resumo da análise estatística para condutividade elétrica e pH dos TEvap no segundo ciclo de cultivo.

Ciclo	Fator	GL	CE	pH
			Quadrado médio	
2º	Faixa de Solo	1	0,0080*	0,0048 <sup>ns</sup>
	Planta	1	0,0520*	0,1045*
	FS:planta	1	0,0004 <sup>ns</sup>	0,0040 <sup>ns</sup>
	Resíduos	8	0,0013	0,0060
Variável	C	CFS	T	TFS
CE <sup>a</sup> (mS cm <sup>-1</sup> )	0,40	0,46	0,53	0,58
CV (%)	16,19	5,45	1,53	5,53
pH <sup>a</sup>	6,37	6,45	6,59	6,60
CV (%)	0,16	0,60	1,66	1,45

(\*) Significativo a 5% e (<sup>ns</sup>) não significativo, pelo teste F; <sup>a</sup>Média; GL = graus de liberdade; CE = condutividade elétrica; FS = faixa de solo; CV = coeficiente de variação; C = TEvap cultivado com BRS capiaçu; CFS = TEvap cultivado com BRS capiaçu e presença de faixa de solo; T = TEvap cultivado com tifton-85; TFS = TEvap cultivado com tifton-85 e presença de faixa de solo.

Conforme observado nos dados anteriores, a cultivar BRS capiaçu apresentou maior produção de biomassa que o capim-tifton-85 e segundo, Pereira et al. (2016) é uma planta que exige boas condições de fertilidade do solo. Assim, entende-se que nos tanques cultivados com o BRS capiaçu houve maior absorção de nutrientes pelas plantas, diminuindo as concentrações dos íons dissolvidos no interior do sistema.

Em relação às diferenças na CE entre os tanques com e sem faixa de solo, levantou-se a hipótese que o solo presente no interior das faixas teve seus nutrientes dissolvidos na água aumentando as concentrações de CE. Um teste realizado com a faixa de solo removida de dentro de um dos TEvap mostrou que, ao ser colocada dentro de um recipiente com água durante 30 dias, houve um aumento de 100% na CE do meio. No recipiente controle (apenas com água, sem a faixa de solo), o aumento da CE foi de apenas 22%, devido ao efeito da evaporação.

Foi possível observar também que os valores de CE se mantiveram baixos no interior dos tanques, muito possivelmente em função da qualidade da água de entrada. Durante o período de implantação, uma vez por mês o sistema era preenchido com água de suinocultura diluída, mas, durante o período de avaliação, apenas água de manancial era usada para repor as perdas pela evapotranspiração, o que justifica os baixos valores de CE.

Paulo et al. (2019) ao medirem a condutividade elétrica no interior e na saída de um TEvap encontraram valores iguais a 2,22 mS cm<sup>-1</sup> e 2,45 mS cm<sup>-1</sup>, respectivamente. Já Magalhães Filho et al. (2018) ao medirem a CE na entrada e na

saída do CEvat (sistema semelhante ao TEvap) obtiveram resultados de 0,71 e 0,91 mS cm<sup>-1</sup>, respectivamente. No primeiro trabalho foi feito o monitoramento de um sistema real, alimentado por águas provenientes do vaso sanitário. Já no segundo eram introduzidas águas cinzentas (menos concentradas) no sistema, o que explica as diferenças entre os resultados alcançados.

Em termos de pH, foi possível observar condições apropriadas para o tratamento biológico, visto que os valores ficaram entre 4,0 e 9,5. Fora deste intervalo muitos tratamentos por bactérias não são capazes de funcionar (Metcalf e Eddy, 2016). Da mesma forma como discutido anteriormente sobre a CE, a diferença observada no pH dos TEvap também pode ser explicada pela maior remoção de poluentes nos tanques cultivados com capim BRS capiaçu, como sais de carbonato. Por sua vez, os valores de pH próximos à neutralidade em todos os tratamentos, pode estar associada ao processo fotossintético, reduzindo as concentrações de CO<sub>2</sub> no meio. De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a produção e o consumo de CO<sub>2</sub> em wetlands podem alterar significativamente o balanço químico na água.

#### 4 CONCLUSÕES

- As duas forrageiras estudadas se desenvolveram bem no sistema, porém a cultivar BRS capiaçu apresentou evapotranspiração significativamente superior ao capim-tifton-85;
- Foram obtidos valores elevados de  $K_{TEvap}$  para ambas as forrageiras;
- As diferenças observadas entre os tanques com e sem faixa não justificam a indicação de alteração no formato original dos TEvap da maneira como aqui foi proposto;
- Os valores de condutividade elétrica e pH foram significativamente inferiores nos TEvap cultivados com BRS capiaçu;
- Sugere-se a realização de novos estudos para um dimensionamento mais criterioso do TEvap como efetivamente “descarga zero”.

## Referências

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D., SMITH, M. Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Requirements – FAO Irrigation and Drainage **Paper 56. FAO**, Rome, Italy, 1998. 300 p.
- ALLEN, R. G. REF-ET: Reference evapotranspiration calculation software for FAO and ASCE Standardized Equations. Version 4.1. Utah State University, Logan-UT, USA, 2016.
- 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. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 23, p. 241–250, 2015.
- BERNARDES, F. S.; DE OLIVEIRA DINIZ, R. C.; ARAÚJO, J. C.; PAULO, P. L. Studies of filter media for zero-discharge systems collecting light greywater. **Environmental Technology**, v.38, p. 2173–2184, 2017.
- BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 721–728, 2011.
- BRIX, H.; ARIAS, C. A. Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. **Water ScienceTechnology**, v. 51, p.1–9, 2005.
- BRIX, H.; ARIAS, C. Use of Willows in Evapotranspirative Systems for Onsite Wastewater Management – Theory and experiences from Denmark. Denmark. *STREPOW International Workshop*, (January), p. 15–29, 2011.
- COELHO, C. F.; REINHARDT, H.; ARAÚJO, J. C. Fossa verde como componente de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 801-810, 2018.
- CURNEEN, S. J.; GILL, L. W. A comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an Irish climate. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 153–161, 2014.
- CURNEEN, S.; GILL, L. W. Willow-based evapotranspiration systems for on-site wastewater effluent in areas of low permeability subsoils. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 199–209, 2016.
- DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O., VON SPERLING, M. Treatment Wetlands. **IWA publishing**, Biological Wastewater Treatment Series, v.7, 2017. 154 p.
- FLORES, R. A.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R.; COLLIER, L. S.; MORAIS, R. F.; PRADO, R. M. Adubação nitrogenada e idade de corte na produção de matéria seca

do capim-elefante no Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 1282–1288, 2012.

FONTANELLI, R. S.; FONTANEELLI, R. S.; DURR, J. W. Qualidade e valor nutritivo de forragem, in: Fontaneli, R. S.; Santos, H. P.; Fontaneli, R. S. (Ed.), **Forrageiras para Integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-Brasileira**. Brasília, 2012. 544 p.

FRÉDETTE, C.; GREBENSHCHYKOVA, Z.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana SX67*) grown in a full-scale treatment wetland. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 254–262, 2019.

GREGERSEN, P.; BRIX, H. Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. **Water Science Technology**, v. 44, p. 407–412, 2001.

HALICKI, W.; KITA, K. Implementation of improved wetland systems as a ‘zero-discharge-technology’ in Poland. **Water and Environment Journal**, v. 31, p. 168–175, 2017.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment wetlands. 2<sup>a</sup> ed. Taylor & Francis Group, LLC. Boca Raton, FL. 366 p. 2009.

LESIKAR, B.; ENCISO, J. Cama de evapotranspiración. In: Sistemas individuales para el 76umenta76a76 de aguas negras. Producido por Agricultural Communications, Sistema Universitario Texas A&M. 2002. 4 p. Disponível em: [Publications | On-Site Sewage Facilities \(OSSF\) \(tamu.edu\)](#). Acesso em: 04/01/2021.

LOPES, B. C.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; MATOS, M. P.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Potential use of 76ument 85 cultivated in VFCW for animal feed. **Water Practice Technology**, v. 15, p. 598–604, 2020.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; ALVES SOBRINHO, T.; STEFFEN, J. L.; ARIAS, C. A.; PAULO, P.L. Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. **Journal of Environmental Science and Health, Part A . Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 53, p. 493–500, 2018.

MAIR, P.; WILCOX, R. Robust statistical methods in R using the WRS2 package. **Behavior research methods**, v. 52, n. 2, p. 464-488, 2020.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influence of organic loading rate on the performance of constructed wetlands cultivated with grass. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, p. 83–92, 2010.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, v.32, n.6, 1144-1155, 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5 ed. AMGH: Porto Alegre, 2016.

PALMQUIST, H.; HANÆUS, J. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. **Science Total Environment**, v. 348, p. 151–163, 2005.

PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A.F.; BONCZ, M.A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95–100, 2013.

PAULO, P.L.; GALBIATI, A.F.; MAGALHÃES FILHO, F.J.C.; BERNARDES, F.S.; CARVALHO, G.A.; BONCZ, M.Á. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 147, p. 61–66, 2019.

PEREIRA, A.R.; SEDIYAMA; G.C; VILLA NOVA, N.A. **Evapotranspiração**. Campinas: Fundag, 2013. 323 p.

PEREIRA, A. V.; LEDO, F.J.; MORENZ, M.J.F.; LEITE, J.L.B.; SANTOS, A.M.B.; MARTINS, C.E.; MACHADO, J.C. **BRS Capiaçú: cultivar de capim-elefante de alto rendimento para produção de silagem**. Embrapa Gado de Leite – Comunicado Técnico 79, 6 p., 2016.

R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M. A. Aspectos climáticos do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, p. 206–226, 2015.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5º Aproximação**. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. 359 p.

SANCHES, A. C.; SOUZA, D. P.; JESUS, F.L.F.; MENDONÇA, F.C.; MAFFEI, R. G. Consumo de água de forrageiras tropicais no período de formação de pastagem. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 11, 1291–1301, 2017.

SANCHES, A. C.; DE SOUZA, D. P.; JESUS, F. L. F.; MENDONÇA, F. C.; GOMES, E.P.; PEZZOPANE, J.R.M. Comparison of water consumption estimates for tropical and winter forages by FDR probes and weighing lysimeters. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 40, n. 3, p. 1115-1126, 2019.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 6. Ed. Revista e ampliada. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013, 100 p.

SEDIYAMA, G. C. Estimativa da evapotranspiração: histórico, evolução e análise crítica. **Revista Brasileira de Agronomia**, v. 4, n. 1, p. 1-12, 1996.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal** [recurso eletrônico]. Tradução de Alexandra Antunes Mastroberti et al. Revisão técnica Paulo Luiz de Oliveira. 6ª ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TEIXEIRA, D.L.; MATOS, A.T.; MATOS, M.P.; HAMAKAWA, P.J.; TEIXEIRA, D. V. Evapotranspiration of the Vetiver and Tifton 85 grasses grown in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health, Part A . Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 55, p. 661–668, 2020.

VOLTOLINI, T. V.; CAVALCANTI, A. C. R.; MISTURA, C.; CÂNDIDO, M. J. D. Pastos e manejo do pastejo em áreas irrigadas. In: VOLTOLINI, T. V. (Ed.). **Produção de caprinos e ovinos no Semiárido**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2011. Cap. 12, p. 265-298.

## CAPÍTULO IV

### BALANÇO DE POLUENTES E PERDA DE ÁGUA EM TANQUES DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO INOCULADOS COM FITOHORMÔNIO E MICRORGANISMOS

#### 1 INTRODUÇÃO

Os sistemas alagados construídos (SAC) são uma forma eficiente para tratar águas residuárias. Tais sistemas possuem diversos mecanismos envolvidos na remoção de constituintes, entre os quais destacam-se filtração, sedimentação, degradação microbiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes pelas plantas e adsorção ao substrato (Matos e Matos, 2017).

Visando melhor compreensão destes mecanismos, diversos estudos de balanço de elementos como nitrogênio, fósforo, carbono, hormônios, sais e metais já foram realizados em SAC. Os resultados apontam que as vias de remoção como as plantas, por exemplo, podem ter contribuições percentuais muito diferentes, dependendo das taxas de carregamento aplicadas. No caso do nitrogênio, estudos apontam que o percentual removido pela planta em relação ao total aplicado, pode variar de 0,7% a 89,0% (Borin e Salvato, 2012). Por sua vez, a eficiência de remoção de constituintes pode variar em função de outros fatores como espécie vegetal (Borin e Salvato, 2012) e tempo de retenção hidráulica (Klomjek e Nitisoravut, 2005).

Para um melhor desempenho dos sistemas, em estudos recentes foram avaliados o efeito de inoculantes como fitohormônio e de alguns grupos de microrganismos benéficos em sistemas alagados construídos. No trabalho de Araújo et al. (2018) observou-se que em SAC cultivados com capim-tifton-85, a aplicação de ácido giberélico ( $GA_3$ ) promoveu aumento na produtividade e na remoção dos nutrientes N, P e Na no primeiro ciclo de cultivo. Segundo os autores, este incremento na produtividade possivelmente foi associado à promoção da alongação e divisão celular, características associadas a plantas inoculadas com ácido giberélico.

Resultados positivos também foram obtidos com a inoculação de bactérias promotoras de crescimento de plantas (BPCP) e outros tipos de microrganismos benéficos em SAC. As BPCP se associam às plantas colonizando a rizosfera, a filosfera, a superfície das raízes e os tecidos internos da planta. Tais organismos

promovem solubilização de fosfatos, produção de compostos indólicos e sideróforos, inibição de sinalizadores de estresse e produção de fitohormônios (Hungria, 2011).

Ao inocular um consórcio de BPCP em SAC cultivados com *Scirpus grossus*, Ismail et al. (2020) observaram incrementos da ordem de 48,0% e 19,0% na bioacumulação de Fe e Al, respectivamente. Ji et al. (2021) relataram aumento de 36,7% na eficiência de remoção de fósforo em SAC inoculados com as bactérias *Bacillus megatherium*. Em outros estudos observaram-se também incrementos na remoção de óleo, redução na demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e na demanda química de oxigênio (DQO) (Rehman et al., 2018) e na remoção de corantes Remazol Black B (Riva et al., 2019) em SAC cultivados com *Phragmites australis* e inoculados com diferentes bactérias.

Além de trazer benefícios para as plantas, alguns grupos de microrganismos são capazes de degradar a matéria orgânica e alguns elementos recalcitrantes, sendo promissores no tratamento de águas residuárias. É o caso das bactérias *Rhodopseudomonas palustris* que já provaram eficiência no aumento de absorção de N pelas plantas (Hsu et al., 2021). Essas bactérias também apresentaram eficiência no tratamento da água residuária de suinocultura (Kim et al., 2004) e de águas contaminadas com cialofope butílico (Wu et al., 2019).

Acredita-se que o maior rendimento de biomassa aérea, resultante da inoculação dos microrganismos, teria efeito também sobre o uso de água pelas plantas, já que a evapotranspiração é influenciada pelas características da vegetação, entre elas a área foliar (Pereira et al., 2013). Contudo, não foram encontrados trabalhos na literatura que avaliassem a perda de água em sistemas de tratamento de esgoto com planta, tais como o tanque de evapotranspiração (TEvap), inoculados com microrganismos benéficos.

O TEvap é uma ecotecnologia que vem sendo empregada para destinação das águas provenientes de vaso sanitário. Conhecido também por Bacia de Evapotranspiração (BET), Ecofossa, Fossa Verde, Fossa Bioséptica, Fossa Evapotranspiradora, Fossa de Bananeira e Canteiro Bio-séptico (Figueiredo et al., 2019). O TEvap é um sistema híbrido, resultante da combinação de um tanque séptico com um sistema alagado construído (Paulo et al., 2019). Pode ser considerado um SAC tipo “descarga zero” visto que se presume que nenhum líquido saia do sistema.

Em estudos prévios, Matos et al. (2010; 2012) mostraram que o capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) se desenvolve bem em sistemas alagados construídos. Isto também foi observado para TEvap cultivados com a variedade de *P. purpureum* BRS capiaçu, que mostrou maior capacidade evapotranspirativa e de absorção de nutrientes em relação ao capim-tifton-85 (vide capítulo 3 desta tese).

Sobre a inoculação do capim-elefante com microrganismos promotores de crescimento da planta, a espécie *Azospirillum brasilense* seria uma boa alternativa. Foi comprovado que estas bactérias colonizam diferentes tecidos de genótipos desta planta, produzindo componentes indólicos e promovendo a fixação de nitrogênio (Videira et al., 2012).

Apesar do grande potencial de aproveitamento de recursos dos esgotos, até o momento existem poucos trabalhos científicos sobre o TEvap (Figueiredo et al., 2019). Desta forma, acredita-se que a realização de pesquisas visando estudar o balanço hídrico e de poluentes e o efeito da aplicação de inoculantes em TEvap seja válida, pois pode contribuir para maior credibilidade do sistema no meio científico, além de investigar possíveis melhorias.

Desta forma, objetivou-se com este estudo avaliar a remoção de poluentes e a perda de água por meio de TEvap cultivados com o capim BRS capiaçu e inoculados com as bactérias *Azospirillum brasilense*, com um consórcio de *Rhodopseudomonas palustris* e outros microrganismos e com ácido giberélico. Avaliou-se também o efeito dos diferentes inoculantes sobre as variáveis da planta e da água residuária e fez-se a identificação das principais vias de remoção dos poluentes nos TEvap por meio do balanço de massa.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Caracterização da área e delineamento experimental**

Os tanques de evapotranspiração foram instalados em uma casa de vegetação localizada no setor de Agricultura do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais (IF Sudeste MG), *campus* Rio Pomba, cujas coordenadas geográficas são 21° 14' 41" S, 43° 9' 32" O e altitude de 434 m. De acordo com a classificação climática de Köppen & Geiger, o clima de Rio Pomba é

Cwa, denominado clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (Reboita et al., 2015).

Os TEvap eram constituídos por recipientes de polietileno expandido de alta densidade (PEAD) com capacidade aproximada de 0,20 m<sup>3</sup>, dimensões de 0,90 m de altura, diâmetro da borda superior de 0,52 m e área superficial de 0,21 m<sup>2</sup>. O volume útil médio dos tanques era de 0,059 m<sup>3</sup>.

A primeira camada era composta por uma câmara anaeróbia com 45 cm de altura, formada por um recipiente plástico invertido, perfurado e fixado ao fundo, envolto por material cerâmico (lajotas quebradas). A segunda e a terceira camada possuíam 10 cm de altura cada e foram preenchidas com brita gnáissica “tamanho 1” e areia de textura média, respectivamente. A última camada possuía 25 cm de altura e era composta por solo franco-argilo-arenoso, de acordo com a classificação textural da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (Santos et al., 2013) e características físico-químicas conforme apresentado na Tabela 4.1. Pode-se observar que o solo possuía acidez potencial muito baixa, boa concentração de matéria orgânica e condição muito boa de saturação por bases e de nutrientes como fósforo, de acordo com as classificações propostas por Ribeiro et al. (1999). Sobre a última camada foi cultivada a forrageira BRS capiaçu, visto que, em comparação ao capim-tifton-85, mostrou maior capacidade evapotranspirativa, conforme resultados mostrados no capítulo 3.

Tabela 4.1 – Características físico-químicas do solo dos TEvap.

Parâmetro	Unidade	Valor
Areia	%	58,20
Argila	%	29,00
Silte	%	12,80
pH (H <sub>2</sub> O)	-	7,48
N-total	dag kg <sup>-1</sup>	0,20
P	mg dm <sup>-3</sup>	326,80
K	mg dm <sup>-3</sup>	64,0
Na	mg dm <sup>-3</sup>	78,30
Ca	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	7,20
Mg	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	1,51
Al	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,00
H + Al	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0,20
P-rem	mg L <sup>-1</sup>	35,50
SB	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	9,21
t	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	9,21
T	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	9,41
V	%	97,90
m	%	0,0
MO	dag/kg	4,39

\*SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca catiônica; t: CTC efetiva; T: CTC a pH 7,0; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; M.O.: matéria orgânica. Fonte: A autora.

Entre as camadas foi colocada uma manta geotêxtil para evitar o entupimento das partes inferiores por conta do deslocamento dos materiais mais finos (areia e solo). A água era introduzida no sentido ascendente, entrando pela câmara anaeróbia a partir de um tubo de PVC com 75 mm de diâmetro instalado no fundo do tanque. Para monitoramento do funcionamento do sistema, foi inserido um piezômetro constituído de um tubo de PVC de 50 mm de diâmetro.

O experimento foi realizado empregando-se os tratamentos no delineamento em blocos casualizados (DBC), considerando as 3 diferentes alturas de cobertura da casa de vegetação como blocos. A casa de vegetação era coberta com plástico transparente para que permitisse a passagem da radiação solar. As laterais eram de telas brancas e ficavam abaixadas durante todo o experimento para evitar a entrada de água de chuva, sendo suspensas apenas durante as horas de coleta de dados (Figura 4.1).



Figura 4.1 - TEvap dispostos na casa de vegetação. Fonte: a autora.

O fator avaliado foi a inoculação dos TEvap com as bactérias *Azospirillum braziliense*, com o consórcio de *Rhodopseudomonas palustris*, *Saccharomyces cerevisiae* e *Lactobacillus* e com ácido giberélico em comparação ao sistema não inoculado (controle) conforme Tabela 4.2. Em cada um dos blocos foi colocado um tanque de cada tratamento, totalizando 12 TEvap. A posição dos tanques em cada bloco foi definida de forma aleatória, por sorteio. Dentro dos blocos e entre os blocos a distância entre tanques era de 3,5 m.

Tabela 4.2 - Definição dos tratamentos em função do tipo de inoculante.

<b>Tratamento</b>	<b>Inoculante</b>
<b>C</b>	Ausente
<b>AG</b>	Ácido giberélico
<b>AZ</b>	<i>Azospirillum brasilense</i>
<b>RSL</b>	<i>R. palustris</i> , <i>S. cerevisiae</i> e <i>Lactobacillus</i>

## 2.2 Desenvolvimento do experimento e aplicação dos inoculantes

O plantio dos capins ocorreu no mês de novembro de 2020 e foi realizado por meio de propagação vegetativa. Em cada tanque foram plantados quatro colmos da cultivar BRS capiaçu com duas gemas cada. As mudas foram obtidas de plantas cultivadas no campo agrostológico do setor de Zootecnia do IF Sudeste MG, *campus*

Rio Pomba. Os sulcos de plantio foram adubados com superfosfato simples, na dosagem de  $240 \text{ g m}^{-3}$  ( $\sim 600 \text{ kg ha}^{-1}$ ), conforme recomendação de Pereira et al. (2016).

Em janeiro de 2021 realizou-se o primeiro corte raso das plantas (20 cm em relação ao solo). A adubação em cobertura foi realizada com a fórmula N-P-K 20-05-20, com a dosagem de  $187 \text{ g m}^{-3}$  ( $\sim 467 \text{ kg ha}^{-1}$ ), considerando a recomendação de Pereira et al. (2016) para adubação fracionada em 3 cortes anuais. Durante os meses seguintes, as plantas passaram por período de adaptação ao sistema, uniformização do número de plantas (4 por TEvap) e controle de plantas espontâneas. Os dados foram coletados durante a estação de crescimento das plantas que se iniciou no dia 08/04/2021, no intervalo entre o segundo e o terceiro cortes, com duração de 61 dias.

Logo após o corte, foi feita a inoculação das diferentes bactérias e do fitohormônio. O ácido giberélico foi aplicado na parte aérea das plantas e as bactérias foram aplicadas superficialmente sobre o solo, na região mais próxima a zona de raízes. Para o ácido giberélico usou-se a concentração recomendada por Araújo et al. (2018) de  $50 \mu\text{M}$ . Para aumentar a absorção do fitohormônio pelas plantas, foi adicionado o espalhante Tween 80® na concentração de 0,1% (v/v). Preparou-se 500 mL da solução de  $\text{GA}_3$ , da qual aplicou-se 121,45 mL em cada tanque do tratamento AG, correspondente à recomendação de 25 mL para uma área de  $0,0437 \text{ m}^2$  de Araújo et al. (2018). O ácido giberélico (9,5 mg) foi inicialmente solubilizado em 2 mL de etanol (98%) e depois completado o volume até 500 mL água destilada para chegar à concentração recomendada. O ácido giberélico foi reaplicado 7 dias após o corte.

Para os tratamentos AZ e RSL foram usados os produtos comerciais Azototal® e Accelerate Efficient® comercializados pela empresa Biotrop. O inoculante Azototal® é composto pelas estirpes AbV5 e AbV6 de bactérias *Azospirillum brasilense*. Foi aplicado o volume de solução (bactérias diluídas em água) igual a 8,5 mL por tanque, correspondente à recomendação de  $400 \text{ L ha}^{-1}$ , nas concentrações de  $1,5 \times 10^8 \text{ UFC L}^{-1}$  e  $2,5 \times 10^7 \text{ UFC L}^{-1}$ , para os tratamentos AZ e RSL, respectivamente.

### 2.3 Determinação da evapotranspiração e monitoramento das variáveis meteorológicas

Para que as bactérias pudessem se estabelecer no ambiente, foi dado um intervalo entre a inoculação e o enchimento dos tanques. Desta forma, 4 quatro dias após a realização do corte e inoculação dos diferentes tratamentos os tanques foram preenchidos até o nível do solo com uma mistura de esgoto sanitário sintético (ESS) e água residuária de suinocultura (ARS). A partir de então, a cada 3 dias, fazia-se a reposição da lâmina evapotranspirada, semelhante à metodologia descrita em Borin et al. (2011), sendo a evapotranspiração determinada pela relação entre o volume adicionado e a área do tanque. Para reposição usava-se apenas ESS puro.

No centro da casa de vegetação foi instalado um termohigrômetro que registrava a cada hora os dados de umidade relativa (%) e temperatura do ar (°C). Os dados horários foram convertidos em diários por meio da média aritmética ( $T_{med}$ , °C) e da determinação dos valores máximos ( $T_{máx}$ , °C) e mínimos ( $T_{mín}$ , °C).

O monitoramento das variáveis meteorológicas no ambiente externo à casa de vegetação foi realizado por meio dos sensores automáticos presentes na estação meteorológica instalada ao lado do experimento. Os sensores da estação foram fixados a 2 m de altura em relação ao nível do solo e, a cada hora, registravam dados de temperatura do ar (média, máxima e mínima, em °C), velocidade do vento ( $m\ s^{-1}$ ), umidade relativa (%), pressão atmosférica (hPa) e precipitação (mm). Os valores de radiação solar foram estimados a partir da radiação solar extraterrestre e da amplitude térmica diária, conforme equação de Hargreaves descrita no boletim da FAO-56 (Allen et al., 1998).

Os dados meteorológicos horários foram convertidos para a escala diária e inseridos no programa Ref-ET (Allen, 2016). Para a estimativa da evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ) empregou-se a equação de Penman-Monteith conforme as parametrizações do Boletim 56 da FAO (Allen et al., 1998). O coeficiente do tanque de Evapotranspiração ( $K_{TEvap}$ ) foi obtido dividindo-se a evapotranspiração medida nos  $TEvap$  pela evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ).

## 2.4 Esgoto sanitário sintético

Para o preenchimento inicial dos TEvap empregou-se uma mistura composta por 90% de esgoto sanitário sintético (ESS) e 10% de água residuária de suinocultura (ARS). O objetivo da adição inicial de ARS foi promover a inoculação dos tanques com microrganismos decompositores presentes nas fezes dos suínos, de forma que o sistema se aproximasse mais da condição real, na qual a presença de bactérias entéricas ocorre naturalmente.

Para a reposição das lâminas evapotranspiradas apenas o ESS puro era adicionado aos tanques a cada 3 dias. O emprego da solução sintética é recomendado em estudos que objetivam o balanço de massa pois, conforme Araújo et al. (2018), com ela consegue-se maior controle das variáveis físico-químicas. Há ainda a questão sanitária, visto que o manuseio de esgoto doméstico real poderia implicar em riscos de contaminação durante a coleta de dados.

Para a produção do esgoto sanitário sintético utilizou-se como referência a solução preparada por Araújo (2018), adaptada de Nopens et al. (2001), que simula a concentração de poluentes no esgoto doméstico. Contudo, como o TEvap é destinado à água do vaso sanitário, mais concentrada que o esgoto doméstico, as quantidades dos produtos usados por Araújo et al. (2018) foram duplicadas (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 - Composição do esgoto sanitário sintético (ESS).

<b>Ingredientes</b>	<b>Quantidade para produção de 1 L (mg)</b>
Ureia	184
Fosfato monoamônico	26
Acetato de sódio hidratado	264
Peptona	34
MgSO <sub>4</sub>	40
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	46
KCl	50
Amido	244
Leite em pó	232
Fermento	104
Óleo de soja	58
Folha de papel higiênico*	1

\*unidade por litro. Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2018).

Produtos de higiene pessoal considerados “laváveis” como lenços umedecidos, absorventes femininos e papel higiênico melhoram as condições de saúde da população e seu consumo tem aumentado gradualmente (Eren e Karadagli, 2012;

Karadagli et al., 2021, Joksimovic et al., 2020). No entanto, estes materiais estão sendo encontrados com frequência nos esgotos sanitários e tornando-se os sólidos predominantes (Spence et al., 2016).

Para simular esta tendência de adicionar produtos de higiene aos esgotos, além dos sais e demais ingredientes, para cada litro da solução foi adicionada uma folha dupla de papel higiênico de cor branca e com dimensões de 11,5 x 10 cm. Esta quantidade foi definida tendo referência o trabalho de Karadagli et al. (2021), que apresenta média de consumo anual de papel higiênico por pessoa para vários países do mundo. Foi considerado o valor de 4,4 kg pessoa ano<sup>-1</sup> (para país com PIB/pessoa semelhante ao do Brasil) e o volume diário de água do vaso sanitário, igual a 28,5 L (Palmquist e Hanæus, 2005), resultando no valor de 1 folha de papel higiênico por litro de ESS.

Os sais, o papel higiênico e demais ingredientes eram dissolvidos em água de abastecimento. Os ingredientes eram pesados em balança com precisão de 0,001 g e a mistura final ocorria no campo. Um misturador em aço carbono adaptado a uma furadeira elétrica era usado para homogeneização dos produtos.

Uma amostra da mistura inicial dos tanques (ESS +ARS) e 3 amostras do ESS puro (do total de 19 soluções preparadas ao longo do experimento) foram analisadas. Como no preparo do ESS usava-se apenas água de abastecimento, livre de contaminação fecal, as análises de coliformes totais e *Escherichia coli* foram realizadas apenas na mistura inicial, que continha água residuária de suinocultura. Na Tabela 4.4 encontra-se a composição dos esgotos sintéticos introduzidos nos tanques.

Tabela 4.4 - Características do esgoto sanitário sintético.

Variável	Unidade	ESS + ARS <sup>a</sup>	ESS <sup>b</sup>
DBO	mg L <sup>-1</sup>	1196,8	496,0 ± 130,3
DQO	mg L <sup>-1</sup>	2301,8	1189,5 ± 223,8
N-amoniaco	mg L <sup>-1</sup>	167,6	45,4 ± 32,2
N-orgânico	mg L <sup>-1</sup>	7,8	29,6 ± 25,7
P-orgânico	mg L <sup>-1</sup>	7,9	3,0 ± 2,2
P-fosfato	mg L <sup>-1</sup>	22,9	15,0 ± 2,2
Potássio	mg L <sup>-1</sup>	146,8	44,8 ± 1,3
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	80,0	59,5 ± 3,0
Fenol	mg L <sup>-1</sup>	1,5	<0,002
Turbidez	UNT	570,5	275,2 ± 39,0
Cond. Elétrica	mS cm <sup>-1</sup>	1,4	0,4 ± 0,02
pH	-	5,9	6,6 ± 0,3
Coliformes totais	NMP 100 mL <sup>-1</sup>	3,3 x 10 <sup>7</sup>	-
<i>Escherichia coli</i>	NMP 100 mL <sup>-1</sup>	5,2 x 10 <sup>6</sup>	-

<sup>a</sup>Análises realizadas na solução de preenchimento dos tanques no dia zero. <sup>b</sup>Média amostral n = 3.

## 2.5 Análises laboratoriais nas soluções dos tanques e no esgoto de entrada

As variáveis demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio orgânico (N<sub>org.</sub>), nitrato (N<sub>nitrato</sub>), nitrogênio amoniacal (N<sub>amon.</sub>), fósforo orgânico (P<sub>org.</sub>), fosfato (P<sub>fosf.</sub>), sódio (Na) e potássio (K) foram quantificados em amostras coletadas na torneira inferior dos TEvap. As coletas tiveram frequência semanal e ocorreram no último mês do experimento, totalizando 4 eventos de amostras. Ao verificar que determinado poluente não era detectado nas soluções (resultados iguais a zero em mais de duas amostragens consecutivas) não se procedeu com as análises nas amostragens seguintes. Na coleta final do experimento estas variáveis também foram medidas em amostras do lodo de esgoto, depositado no fundo dos tanques, abaixo da última torneira.

As variáveis físicas e químicas pH, condutividade elétrica e turbidez eram medidas *in loco* a cada 3 dias em amostras da solução do TEvap. As amostras eram colocadas em béqueres de vidro nos quais inseria-se a sonda do medidor multiparâmetro Hanna, modelo HI9828, e aguardava-se a estabilização da leitura para anotação dos valores de pH e CE. Entre as leituras, os eletrodos eram lavados com água destilada e secos com papel toalha. Os dados de turbidez foram obtidos por meio de um turbidímetro portátil da marca Hanna modelo HI98703. Após as leituras as amostras eram repostas em seus tanques de origem para não alterar o balanço de massas dos poluentes.

Os microrganismos coliformes totais e *Escherichia coli* foram quantificados pelo sistema cromogênico Colilert® Quanti-Tray 2000 da IDEXX. Foram realizadas duas amostragens, sendo uma no início (uma semana após o enchimento dos tanques) e a outra na metade do experimento (4 semanas após o enchimento dos tanques). As análises ocorreram no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

As análises de DQO, fósforo, nitrogênio, sódio e potássio seguiram os métodos preconizados em Standard Methods for the Examination Water and Wastewater (APHA, 2017). As análises de DQO foram realizadas no Laboratório de Águas e Resíduos do Instituto de Pesquisa e Ciências Aplicadas do IF Sudeste MG – *campus* Rio Pomba. As demais foram feitas em laboratório credenciado pela Rede Metrológica de Minas Gerais, localizado no município de Viçosa (MG). Na Tabela 4.5 encontram-se as variáveis medidas e os respectivos métodos de análises.

Tabela 4.5 - Variáveis físico-químicas e biológicas medidos na solução dos tanques de evapotranspiração.

<b>Variável</b>	<b>Método</b>
Nitrogênio amoniacal	Semimicro Kjeldahl
Nitrato	Redução de cádmio (WHA 8039)
Nitrogênio orgânico	Semimicro Kjeldahl
Fosfato e Fósforo orgânico	Espectrofotometria
Sódio e Potássio	Fotometria de chama
DQO	Refluxo fechado por colorimetria
pH e Condutividade elétrica	Multiparâmetro HI9828
Turbidez	Turbidímetro HI98703
Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	Colilert® Quanti-Tray 2000

## 2.6 Análises no solo e nas plantas

No início do experimento, amostras deformadas de solo foram coletadas dos tanques com uso de trado holandês. As mesmas foram homogeneizadas e quarteadas para a formação de uma amostra única para a determinação de variáveis densidade do solo ( $D_s$ ), umidade (%) carbono orgânico total (COT), nitrogênio total ( $N_T$ ), fósforo

total (P<sub>T</sub>), sódio (Na) e potássio (K). Ao final do experimento, fez-se a amostragem do solo de cada TEvap para determinação das mesmas variáveis medidas no início do ciclo. As camadas removidas foram pesadas para obtenção da massa do solo em balança de precisão de 0,1 kg.

O teor de água no solo foi obtido pelo método padrão de estufa (método gravimétrico) no Laboratório de Solos do IF Sudeste – MG, *campus* Rio Pomba. As demais análises foram realizadas nos Laboratórios de Rotina de Fertilidade do Solo e Física do Solo da Universidade Federal de Viçosa e seguiram os procedimentos recomendados pela Embrapa (2017). Na Tabela 4.6 estão indicados as variáveis medidas e os respectivos métodos analíticos.

Tabela 4.6 - Variáveis físico-químicas determinadas no solo dos TEvap.

<b>Variável</b>	<b>Método</b>
Teor de água	Método gravimétrico
Densidade do solo	Método da proveta
Carbono orgânico total	Método Walkley & Black
Nitrogênio total	Digestão sulfúrica e destilação Kjeldahl
Fósforo total	Extração Mehlich-1 e determinação com espectrofotometria
Sódio e Potássio	Extração Mehlich-1 e determinação com fotometria de chama

Ao final do experimento mediram-se as alturas das plantas por meio de uma fita métrica de fibra de vidro. Foram realizadas medições em três hastes de capim de cada tanque, obtendo o resultado final a partir da média dos três valores.

Para determinação da produtividade das forrageiras, 61 dias após o corte inicial, fez-se o corte da biomassa aérea a 0,20 m em relação ao nível do solo. Para quantificação da massa de raízes, primeiramente fez-se a lavagem do material subterrâneo em água corrente para remoção do solo aderido às raízes. O sistema radicular removido foi colocado para secagem ao ar e depois peneirado para remoção do solo restante. Para determinação da massa seca, a biomassa aérea (folhas e colmos) e as raízes foram colocadas em estufa de circulação forçada a 65 °C até peso constante, e depois pesados em balança com precisão de 0,01 g.

Após a secagem em estufa, pequenas amostras da biomassa aérea foram moídas em moinho de facas com câmara em aço inoxidável. As mesmas foram condicionadas em sacos plásticos, vedadas e levadas para o Laboratório de Rotina de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de Viçosa para quantificação de nitrogênio, fósforo, sódio, potássio e carbono orgânico total, conforme Tabela 4.7. A determinação do nitrogênio foi realizada pelo método Kjeldahl e o COT foi obtido por calcinação das amostras. As concentrações dos elementos P, Na e K foram obtidas após digestão nitroperclórica (Sarruge e Haag, 1974) por espectrômetro de emissão ótica em plasma indutivamente acoplado.

Tabela 4.7 - Variáveis químicas medidas na biomassa aérea da forrageira BRS capiaçu cultivada nos TEvap.

<b>Variável</b>	<b>Método</b>
Carbono orgânico total	Calcinação da amostra em mufla a 550 °C
Nitrogênio total	Digestão sulfúrica e destilação Kjeldahl
Fósforo total, sódio e potássio	Digestão nitricoperclórica e determinação com espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado

Para avaliar possíveis contaminações nas folhas das forrageiras por microrganismos patogênicos, a biomassa aérea do tanque controle (C1) foi usada para determinação das concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli*. Uma amostra com dois gramas (2 g) de massa fresca da parte aérea foi colocada em béquer de 100 mL e completado o volume com água destilada. Em seguida, a amostra foi colocada em agitação magnética durante 1 hora e a solução extraída usada no sistema cromogênico Colilert® Quanti-Tray 2000 da IDEXX. O resultado final foi convertido para NMP/g de massa seca da parte aérea.

## **2.7. Determinação da eficiência da remoção mássica de poluentes**

A porcentagem da massa de poluentes que permaneceu na solução do TEvap em relação à massa de poluentes que foi introduzida no tanque pelo ESS foi

denominada eficiência da remoção mássica de poluentes e calculada conforme Equação 4.1.

$$E_{rem.} = \frac{(C_e \cdot V_e - C_f \cdot V_f)}{C_e \cdot V_e} \times 100 \quad (\text{Equação 4.1})$$

Em que:

$E_{rem.}$  = eficiência da remoção mássica de poluentes, em %;

$C_e$  = concentração do poluente no esgoto adicionado, em  $\text{mg L}^{-1}$ ;

$V_e$  = volume total de esgoto adicionado ao TEvap, em L;

$C_f$  = concentração do poluente na solução do TEvap ao final do ciclo, em  $\text{mg L}^{-1}$ ;

$V_f$  = volume da solução do TEvap ao final do ciclo, em L.

## 2.8 Balanço de massa dos poluentes N, P, K, Na e COT

As massas de  $N_{total}$ ,  $P_{total}$ , COT, K e Na presentes no esgoto (ESS + ARS e ESS puro) e na amostra inicial do solo dos TEvap foram consideradas como entrada de poluentes. Como saídas foram consideradas as massas presentes na solução final do tanque, no lodo de fundo, no solo ao final do experimento e na biomassa aérea das forrageiras (Equação 4.2).

$$M_e + M_{solo(i)} = M_{sol.TEvap} + M_{lodo} + M_{solo(f)} + M_{bio.aérea} + M_{outros} \quad (\text{Equação 4.2})$$

Em que:

$M_e$  = massa do poluente no esgoto adicionado no início (ESS + ARS) e ao longo do experimento (ESS), em g;

$M_{solo(i)}$  = massa inicial do poluente no solo, em g;

$M_{sol.TEvap}$  = massa do poluente na solução final do TEvap, em g;

$M_{lodo}$  = massa do poluente no lodo de fundo, em g;

$M_{solo(f)}$  = massa final do poluente no solo, em g;

$M_{bio.aérea}$  = massa do poluente na biomassa aérea das plantas, em g;

$M_{outros}$  = massa do poluente em fatores não medidos, em g.

Apesar de ter sido mensurada a massa final de raízes, optou-se por não considerá-la no balanço de massa de poluentes. Questões práticas inviabilizaram a determinação deste quantitativo já que, possivelmente, grande parte da biomassa de raízes estaria formada antes do período de avaliação dos dados.

A diferença entre as massas de entrada e saída foi denominada “outros” e se refere a fatores que não foram medidos, tais como os gases emitidos pelo sistema, adsorção pelo substrato inferior, absorção pelos microrganismos e pelas novas raízes das plantas.

Para determinação das massas de entrada e de saída, as concentrações dos poluentes obtidas nas análises laboratoriais foram multiplicadas pelos respectivos volumes ou massas medidos no início, durante e ao final experimento. As frações do nitrogênio e de fósforo foram somadas para a obtenção do  $N_{total}$  e  $P_{total}$ , respectivamente. Para converter os resultados de DQO em carbono orgânico total foram usados os fatores 0,31 e 0,36 (Pitter, 1999) para os esgotos de entrada e para as soluções removidas dos tanques, respectivamente.

## 2.9 Análises estatísticas

Os resultados das variáveis agronômicas (massa seca da parte aérea, massa seca de raízes e altura das plantas), evapotranspiração acumulada ( $\text{mm ciclo}^{-1}$ ), eficiência da remoção mássica de poluentes, coliformes totais, *E. coli* e os valores médios de pH, turbidez e condutividade elétrica foram comparados estatisticamente. Primeiramente, a normalidade dos dados foi testada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias foi avaliada pelo teste de Bartlett.

Tendo sido atendidos os pressupostos de normalidade e homoscedasticidade, procedeu-se à análise de variância (ANOVA), considerando-se o teste F. Para as variáveis que não atenderam os pressupostos para uso da ANOVA, optou-se pelo teste não-paramétrico de Friedman. Ao serem detectadas diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, procedeu-se com o teste de Tukey para comparação entre médias.

Os valores de condutividade elétrica, pH e turbidez da solução dos TEvap foram comparados com os do esgoto sanitário sintético por meio do teste t de Student para dados pareados.

Todas as análises foram realizadas por meio do programa livre R (R Core Team, 2020), considerando-se um nível de significância de 5%.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Condições ambientais

Como o experimento foi conduzido durante o outono, pôde-se observar condições amenas de temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento (Tabela 4.8). A estimativa da radiação solar resultou em um valor de  $16,16 \pm 2,61$  MJ  $m^{-2} d^{-1}$  condizente com este período do ano, quando a declinação solar é zero graus no equinócio e depois vai aumentando gradativamente com o deslocamento relativo do sol na direção do Trópico de Câncer, resultando em menor radiação nas latitudes ao sul.

Tabela 4.8 - Resumo das variáveis meteorológicas, dentro e fora da casa de vegetação.

<b>Variável Meteorológica</b>	<b>Fora da casa de vegetação<sup>a</sup></b>	<b>Dentro da casa de vegetação<sup>a</sup></b>
Temperatura média do ar (°C)	19,40 ± 1,45	21,44 ± 1,71
Temperatura máxima do ar (°C)	27,70 ± 2,49	31,91 ± 3,34
Temperatura mínima do ar (°C)	13,80 ± 2,00	14,84 ± 1,94
Umidade relativa média (%)	66,85 ± 2,77	77,78 ± 6,50
Velocidade média do vento (m s <sup>-1</sup> )	0,16 ± 0,10	-
Radiação solar média (MJ m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	16,16 ± 2,61	-
Precipitação acumulada (mm)	103,60	0

<sup>a</sup>n = 61 dias; <sup>b</sup>Estimada pela equação de Hargreaves.

Os dados meteorológicos medidos dentro e fora da casa de vegetação mostram que a umidade relativa variou bastante entre os dois ambientes com uma diferença, em média, de 11,0%. Esta questão estaria relacionada à baixa velocidade do vento no interior da estrutura. Chavarria et al. (2009) encontraram que a velocidade do vento foi reduzida em 90% junto ao dossel de plantas cultivadas sob cobertura plástica. Desta forma, acredita-se que no interior da casa de vegetação a água evapotranspirada acumulou-se no interior da estrutura, em função da pouca troca de ar úmido pelo ar seco. Assim, ocorreu aumento da massa de vapor d'água no ambiente, o que elevou a razão de mistura e, conseqüentemente, a umidade relativa. A baixa movimentação do ar também explicaria as temperaturas máximas mais

elevadas no interior da casa de vegetação, com uma diferença de aproximadamente 4 °C em relação ao ambiente externo.

### 3.2 Características agronômicas da forrageira

A utilização dos três inoculantes não alterou a massa seca de raízes (p-valor = 0,5162), a altura das plantas (p-valor = 0,7464) e a massa seca da parte aérea da cultivar BRS capiaçu (p-valor= 0,6149), conforme pode ser observado na Tabela 4.9. Questões relacionadas à falta de informações mais específicas quanto à inoculação do fitohormônio para esta cultivar e ao microambiente do TEvap podem ter inibido os resultados esperados.

Tabela 4.9 - Resumo das análises estatísticas para altura final das plantas, massa seca das raízes e massa seca da parte aérea ao final do ciclo da cultura.

Fator	GL	Altura das plantas (cm)	Massa seca das raízes (g tanque <sup>-1</sup> )	Massa seca da parte aérea (g tanque <sup>-1</sup> )
		Quadrado médio	Friedman qui-quadrado	
<b>Inoculante</b>	3	28,958 <sup>ns</sup>	1944,43 <sup>ns</sup>	1,8 <sup>ns</sup>
<b>Blocos</b>	2	209,411 <sup>ns</sup>	958,54 <sup>ns</sup>	
<b>Resíduos</b>	6	69,182	2293,32	

GL = graus de liberdade; (<sup>ns</sup>) Não significativo pelo teste estatístico, teste F ou teste de Friedman.

Pezenti (2020), ao estudar a inoculação no capim-elefante com diferentes bioestimulantes, entre eles o ácido giberélico, não observou efeito sobre a produtividade da cultura. No trabalho desta autora, a dose dos bioestimulantes seguiu as informações disponíveis para o milho, cultura para a qual já se tem um conhecimento sobre as diferentes fases fisiológicas e o momento certo para a aplicação. No presente trabalho, seguiu-se a recomendação para o capim-tifton-85, cultivado em sistema alagado construído, com resultados positivos para a produção de biomassa, conforme Araújo et al. (2018). De acordo com Pezenti (2020) é necessário aprofundar mais os conhecimentos sobre as fases fisiológicas do capim-elefante para que o uso de bioestimulantes proporcione resultados mais positivos sobre a cultura.

Outra hipótese é o fato das raízes já estarem bem desenvolvidas nos tanques de evapotranspiração no momento da inoculação. A falta de espaço para o crescimento de novas raízes, possivelmente anulou o efeito benéfico da produção de fitohormônios, como do ácido indol-acético pelas BPCP, e do próprio ácido giberélico (Araújo et al., 2018). Videira (2012) afirma que o efeito benéfico das BPCP diazotróficas está mais relacionado às alterações morfológicas e fisiológicas do que propriamente com a fixação de nitrogênio. Na Figura 4.2 é possível visualizar o adensamento das raízes removidas de um dos TEvap e a grande quantidade de material rizosférico em todos os tratamentos.



(a)



(b)

Figura 4.2 - (a) Camada superficial removida de um TEvap para determinação da massa de raízes. (b) Raízes removidas dos TEvap após a separação por meio de lavagem e peneiramento. Fonte: da autora.

Há ainda a questão da elevada disponibilidade de nutrientes para as plantas, que possivelmente fez que a adição dos estimulantes não influenciasse significativamente sobre a produção de biomassa. No TEvap é introduzida água de vaso sanitário, simulada no trabalho pelo ESS complementado com ARS, com grandes concentrações de N, P, K e Na. Duarte et al. (2021) observaram que a inoculação das estirpes Abv5 e Abv6 de *Azospirillum brasilense* no capim Mavuno, junto com a dose de 50 kg ha<sup>-1</sup> de N mineral, elevou a produção de massa seca da parte aérea. Entretanto, no mesmo estudo, este efeito não foi detectado no tratamento

com dose de 100 kg ha<sup>-1</sup> de N. Apesar disto, para a dose mais elevada de N mineral, a inoculação trouxe efeito benéfico no valor nutricional da forrageira de forma mais pronunciada.

Por outro lado, há a possibilidade de que algumas bactérias inoculadas não tenham se sobressaído sobre as bactérias nativas presentes nos tecidos vegetais e no próprio solo do TEvap. Ao contabilizar a população bacteriana em tecidos vegetais de dois genótipos de capim-elefante, Videira (2012) encontrou que o número mais provável (NMP) nos tratamentos inoculados e não inoculados foi semelhante. Esta autora argumenta que, para que a inoculação tenha efeito positivo, é necessário que as bactérias introduzidas consigam competir satisfatoriamente com as bactérias naturais do ambiente. Já foi relatado que em solos com elevada concentração de N, as bactérias diazotróficas são frequentemente suprimidas por outros microrganismos (AMTT, 1983).

A eliminação gradual dos microrganismos ao longo do tempo é outra questão a ser investigada. Ji et al. (2021) relataram a redução na eficiência da remoção de fósforo em SAC inoculados com BPCP a partir do denominado “ponto de inflexão”. Como no presente trabalho não houve reinoculação das bactérias, esta hipótese também é levantada.

A produtividade dos tratamentos foi igual a 149,90 g de massa seca por tanque (Tabela 4.10). Este valor é 90,3% maior que a massa seca da parte aérea encontrada no capítulo 3 ( $78,78 \pm 18,86$  g), o que se justifica pelo maior tempo entre os cortes, iguais a 35 e a 61 dias no experimento anterior e atual, respectivamente. Tal como no experimento anterior, nesta etapa o capim foi cultivado em solo com boa fertilidade (Tabela 4.1), porém houve aporte contínuo de nutrientes por meio do ESS, o que também explica a maior produção de biomassa. Ainda assim, os resultados encontrados nesta etapa, estão abaixo do esperado, o que é confirmado pelos baixos valores de altura da planta, já que a BRS capiaçu pode atingir até 4,20 m de altura (Pereira et al., 2017).

Tabela 4.10 - Altura final das plantas, massa seca da parte aérea e massa seca das raízes ao final do ciclo da cultura.

<b>TEvap</b>	<b>Altura das plantas (cm)<sup>a</sup></b>	<b>Massa seca da parte aérea (g tanque<sup>-1</sup>)<sup>b</sup></b>	<b>Massa seca das raízes (g tanque<sup>-1</sup>)</b>
<b>C</b>	102,92 ± 1,94	157,78	227,74 ± 54,65
<b>AG</b>	102,58 ± 7,77	143,78	181,12 ± 21,81
<b>AZ</b>	96,17 ± 17,65	161,50	240,30 ± 53,92
<b>RSL</b>	100,67 ± 6,43	145,45	216,54 ± 38,32

<sup>a</sup>Média amostral n = 3 hastes por tanque; <sup>b</sup>Mediana; C = controle – ausência de inoculação; AG = tanques inoculados com ácido giberélico; AZ = tanques inoculados com as bactérias *Azospirillum brasilense*; RSL = tanques inoculados com o consórcio das bactérias *Rhodopseudomonas palustris* e outros microrganismos.

Além da baixa incidência da radiação solar em função da época do ano, em ambiente protegido já foi verificado que há redução da radiação fotossinteticamente ativa (RFA) mesmo em cobertura transparente, o que prejudica o rendimento fotossintético das plantas, sobretudo das C4, que não se saturam com o máximo de irradiância solar (Beltrão et al, 2002). No caso de cultivo sob cobertura plástica, já foi observada redução de 38% da RFA sob o dossel da vegetação (Chavarria et al., 2009). Além do fator climático, há que se considerar também o encharcamento do solo dos TEvap, considerada uma condição não ideal, já que a cultivar BRS capiaçu é exigente em solos profundos e bem drenados (Pereira et al., 2016).

### 3.3 Evapotranspiração e coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ )

A evapotranspiração acumulada ao longo da estação de crescimento da planta foi igual entre todos os TEvap ( $p$ -valor = 0,5407). É possível observar também que a ET acumulada nos tanques foi 104% maior que evapotranspiração de referência estimada ao longo da estação de crescimento da planta, igual a 134,53 mm. Estes resultados podem ser confirmados na Tabela 4.11 e na Figura 4.3.

Tabela 4.11 - Resumo da análise estatística da evapotranspiração acumulada dos TEvap.

	Fator	GL	Quadrado médio	
	Inoculante	3	130,43 <sup>ns</sup>	
	Blocos	2	1278,32*	
	Resíduos	6	164,45	
Tratamento	C	AG	AZ	RSL
Média (mm)	282,59	275,55	274,54	266,48
CV (%)	8,03	4,08	11,48	4,39

(\*) Significativo a 5% e (<sup>ns</sup>) não significativo, pelo teste F. GL = graus de liberdade; C = controle – ausência de inoculação; AG = tanques inoculados com ácido giberélico; AZ = tanques inoculados com bactérias *Azospirillum brasilense*; RSL = tanques inoculados com consórcio das bactérias *Rhodopseudomonas palustris* e outros microrganismos.

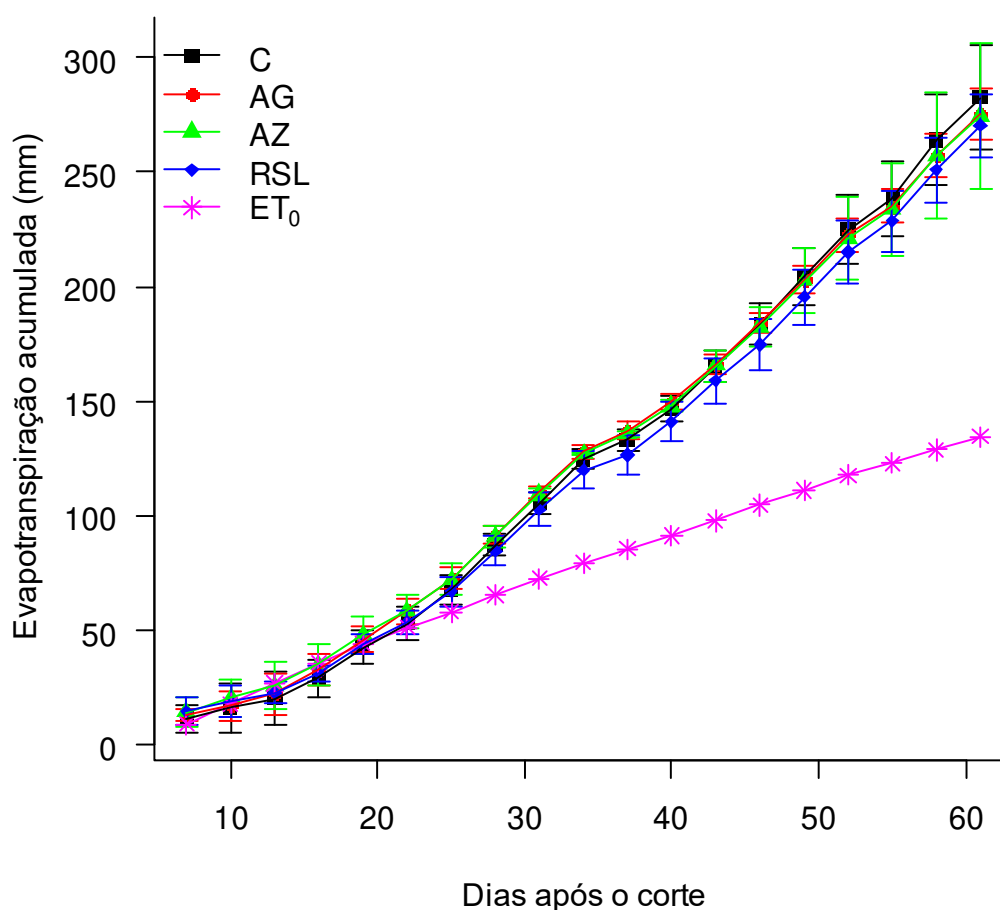


Figura 4.3 - Evapotranspiração acumulada ao longo do ciclo para os TEvap.

Observa-se que as curvas dos coeficientes do tanque ( $K_{TEvap}$ ) foram bem semelhantes entre os 4 tratamentos, apresentando valores menores no início da estação de crescimento e tendência de aumento ao longo do ciclo (Figura 4.4). Este resultado já era esperado, visto que de maneira análoga ao que ocorre com o

coeficiente das culturas ( $K_c$ ), o  $K_{TEvap}$  é altamente influenciado pela área foliar. De acordo com Pereira et al. (2013) o  $K_c$  varia com o estágio de crescimento da cultura, sendo a área foliar determinante para essa variação. Os valores médios, considerando os 4 tipos de tanques, variaram entre  $0,42 \pm 0,28$  a  $4,03 \pm 0,74$ . A média geral do  $K_{TEvap}$  foi de  $2,16 \pm 0,17$ .

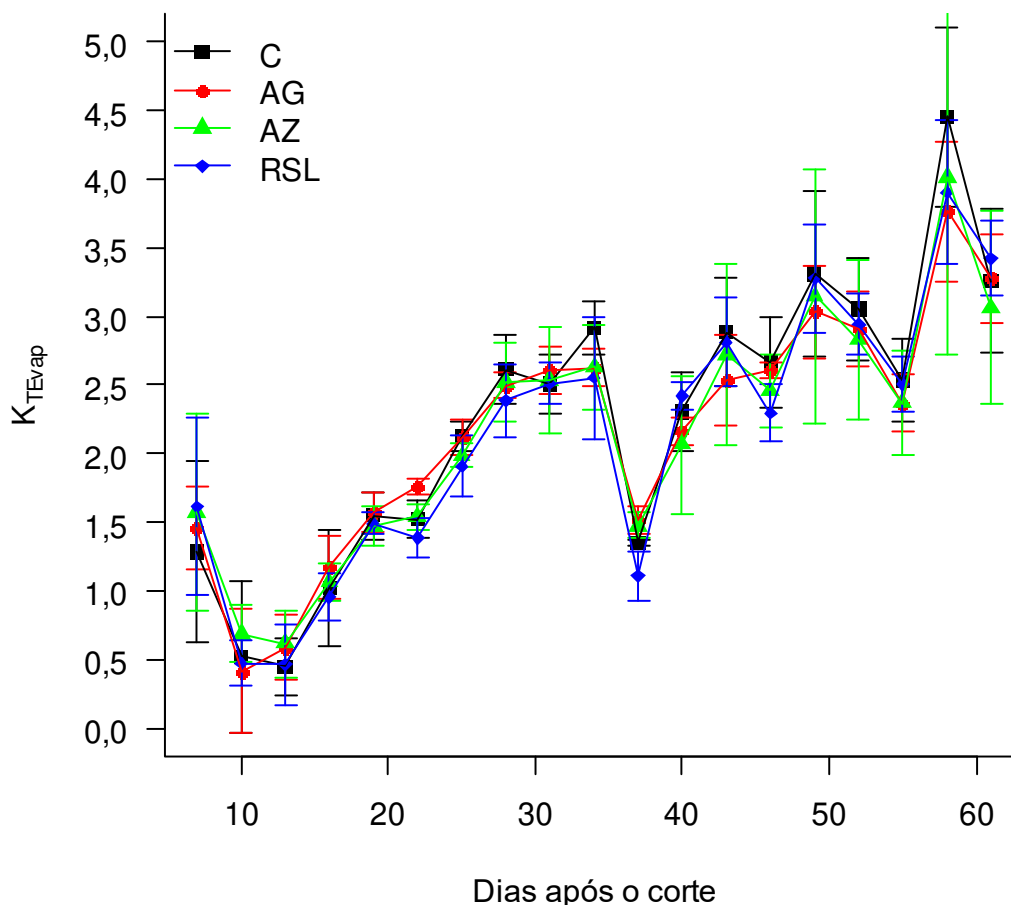


Figura 4. 4 - Coeficiente do tanque ( $K_{TEvap}$ ).

Assim como observado no capítulo 3 desta tese, mesmo não tendo alcançado seu potencial produtivo, novamente a cultivar BRS capiaçu mostrou elevada capacidade de evapotranspiração no sistema, confirmada pelos altos valores de  $K_{TEvap}$ . Acredita-se que isto esteja relacionado aos efeitos oásis e varal já observados em trabalhos com sistemas “descarga zero” (Brix e Arias, 2005; Dotro et al., 2017; Frédette et al., 2019) e ao efeito buquê, decorrente da maior perturbação do calor sensível ao redor da cultura e da maior interceptação de radiação solar (Sediyama, 1996).

### 3.4 Eficiência da remoção mássica ( $E_{rem.}$ ) e concentração de poluentes no TEvap

A eficiência da remoção mássica de poluentes ( $E_{rem.}$ ), relativa à porcentagem de massa do poluente que permaneceu na solução do TEvap em relação à massa total adicionada (ESS + ARS e ESS), foi igual entre os 4 tratamentos, com exceção do  $N_{amon}$  (p-valor = 0,0312) (Tabela 4.12).

Tabela 4.12 - Resumo da análise de variância para a  $E_{rem.}$

Fator	GL	$N_{amon.}$	$P_{org.}$	$P_{fosf.}$	K	Na	DQO
<b>Inoculante</b>	3	14,524*	1,2255 <sup>ns</sup>	0,0202 <sup>ns</sup>	1,6333 <sup>ns</sup>	0,1831 <sup>ns</sup>	2,3828 <sup>ns</sup>
<b>Blocos</b>	2	51,086*	2,3384*	0,0595 <sup>ns</sup>	3,7733 <sup>ns</sup>	3,5508 <sup>ns</sup>	1,7311 <sup>ns</sup>
<b>Resíduos</b>	6	2,436	0,4112	0,0545	1,3933	1,0564	1,2424

(\*) Significativo a 5% e (<sup>ns</sup>) não significativo, pelo teste F. GL = graus de liberdade.

O teste de médias de Tukey mostrou que a  $E_{rem}$  para o nitrogênio amoniacal foi menor para o tratamento RSL em relação aos tratamentos AZ e AG (Tabela 4.13). Para as demais variáveis não foi realizado o teste de Tukey, já que não houve diferença estatística entre os tratamentos, sendo apresentadas apenas as médias.

Tabela 4.13 - Valores médios da eficiência da remoção mássica de nutrientes (%).

TEvap	$N_{amon.}^*$	$P_{org.}$	$P_{fosf.}$	K	Na	DQO
<b>C</b>	85,17 ± 0,55 <sup>ab</sup>	98,28 ± 0,92	99,43 ± 0,30	89,68 ± 1,42	93,04 ± 0,80	97,10 ± 1,08
<b>AG</b>	86,89 ± 4,58 <sup>b</sup>	99,21 ± 1,37	99,41 ± 0,30	90,21 ± 2,17	93,55 ± 0,24	93,67 ± 2,65
<b>AZ</b>	87,09 ± 3,10 <sup>b</sup>	99,04 ± 0,05	99,56 ± 0,16	90,95 ± 0,55	93,56 ± 1,27	93,62 ± 1,97
<b>RSL</b>	82,34 ± 2,67 <sup>a</sup>	97,85 ± 0,92	99,56 ± 0,12	89,26 ± 0,94	93,33 ± 2,11	94,62 ± 1,92

(<sup>a</sup>) Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Como as bactérias *Rhodopseudomonas palustris* são bactérias diazotróficas (Kim et al., 2004), é provável que parte da redução de  $E_{rem}$  tenha ocorrido pela fixação do nitrogênio atmosférico. A fixação biológica de bactérias não-simbióticas varia entre 20 e 30 kg ha ano<sup>-1</sup> (Stacey et al., 1992). Ressalta-se que o objetivo da inoculação destas bactérias no TEvap seria a promoção do crescimento das plantas e o consequente aumento no aporte de nutrientes e da evapotranspiração. Contudo,

como não houve efeito sobre a produção de biomassa vegetal, estes resultados não foram observados.

Observa-se também que a  $E_{rem.}$  foi alta para todos as variáveis avaliadas, com valores entre 82,34% e 99,56%. Acredita-se que este resultado esteja relacionado ao elevado tempo de permanência do esgoto no TEvap, já que não é um sistema de alimentação contínua e sim “descarga zero”, no qual não há efluentes.

O ESS inicial permaneceu por 57 dias dentro do tanque, o que corresponde a um tempo de retenção hidráulica muito alto se comparado aos sistemas de tratamento de esgoto contínuos, que é da ordem de 3,5 dias (Araújo et al., 2018). O elevado tempo de retenção no TEvap provavelmente favoreceu mecanismos de remoção de poluentes, sobretudo a adsorção ao substrato e a decomposição biológica da matéria orgânica.

Uma questão a ser ressaltada é que, apesar dos elevados valores de  $E_{rem.}$ , como o ESS introduzido no sistema possuía grande teor de poluentes, algumas variáveis mostraram concentrações ainda altas nas amostragens realizadas na solução dos tanques (Tabela 4.14). É o caso do nitrogênio amoniacal e DQO, cujos valores médios, considerando os 4 tratamentos, foram iguais a  $32,98 \pm 8,42 \text{ mg L}^{-1}$  e  $198,12 \pm 102,15 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente.

Tabela 4.14 - Valores médios dos poluentes no ESS e na solução dos TEvap.

Variável (mg L <sup>-1</sup> )	ESS	TEvap			
		C	AG	AZ	RSL
<b>N<sub>amon.</sub>(4)<sup>a</sup></b>	45,40 ± 32,20	33,54 ± 11,26	30,78 ± 10,23	29,01 ± 8,26	38,61 ± 4,39
<b>N<sub>nitra.</sub>(1)<sup>ab</sup></b>	-	1,30 ± 1,13	1,97 ± 1,74	3,27 ± 2,40	4,30 ± 3,39
<b>N<sub>org.</sub>(2)<sup>a</sup></b>	29,57 ± 25,68	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5
<b>P<sub>org.</sub>(1)<sup>a</sup></b>	3,03 ± 2,15	0,21 ± 0,13	0,10 ± 0,17	0,12 ± 0,01	0,25 ± 0,11
<b>P<sub>fost.</sub>(4)<sup>a</sup></b>	15,00 ± 2,18	0,31 ± 0,04	0,26 ± 0,13	0,17 ± 0,06	0,22 ± 0,05
<b>K(2)<sup>a</sup></b>	44,83 ± 1,26	22,17 ± 4,65	22,83 ± 5,14	19,42 ± 2,25	22,50 ± 1,75
<b>Na(4)<sup>a</sup></b>	59,50 ± 3,04	12,83 ± 2,13	12,46 ± 1,25	11,17 ± 1,50	11,26 ± 2,09
<b>DQO(4)<sup>a</sup></b>	1189,53 ± 223,81	143,39 ± 73,14	186,64 ± 42,46	212,64 ± 85,09	249,80 ± 51,55

<sup>a</sup>Valores entre parênteses representam o número de eventos de coleta para cada variável. <sup>b</sup>Resultados referentes à primeira amostragem, nas demais resultados foram < 0,3 mg L<sup>-1</sup> na solução dos TEvap. ESS = esgoto sanitário sintético; C = controle – ausência de inoculação; AG = tanques inoculados com ácido giberélico; AZ = tanques inoculados com bactérias *Azospirillum brasilense*; RSL = tanques inoculados com consórcio das bactérias *Rhodospseudomonas palustris* e outros microrganismos.

Para os efluentes dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a resolução 430 do Conama (Brasil, 2011) e a Deliberação Normativa (DN) COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (Minas Gerais, 2008) não determinam limite de

lançamento para o nitrogênio amoniacal, citando apenas o valor de 20,0 mg L<sup>-1</sup> para efluentes de outras fontes poluidoras. Por sua vez, Von Sperling (2014) relata que, em países membros da Comunidade Europeia, os efluentes de estações de tratamento que serão dispostos em áreas sujeitas à eutrofização, devem possuir no máximo 10,0 ou 15,0 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total, dependendo do tamanho da população equivalente. Em termos de DQO, a DN COPAM/CERH determina limite máximo de lançamento igual a 180 mg L<sup>-1</sup> (Minas Gerais, 2008), enquanto a norma europeia estabelece que os efluentes das estações de tratamento de efluentes urbanos devem atender ao limite de 125,0 mg L<sup>-1</sup> de DQO (Von Sperling, 2014).

Desta forma, mesmo que o TEvap seja considerado um sistema “descarga zero”, cuidados devem ser tomados com os possíveis extravasamentos. Reforça-se a recomendação que um cano do tipo extravasor (ladrão) seja colocado na parte superior do mesmo, direcionando os efluentes para um pós-tratamento, como um sumidouro ou um círculo de bananeiras.

### 3.5 Condutividade elétrica, pH e turbidez

Os diferentes inoculantes não proporcionaram diferenças significativas nos valores médios de CE (p-valor = 0,0983), pH (p-valor = 0,9745) e turbidez (p-valor = 0,5383) (Tabela 4.15). Este resultado é coerente com os apresentados anteriormente. Como o crescimento dos capins não foi alterado estatisticamente pela inoculação, era esperado que não fossem observadas diferenças nas concentrações de sais e nutrientes do meio, pois não houve efeito na absorção pelas plantas.

Tabela 4.15 - Resumo das análises estatísticas para as variáveis condutividade elétrica, pH e turbidez.

Fator	GL	Condutividade Elétrica (mS cm <sup>-1</sup> )	pH (-)	Turbidez (UNT)
		Quadrado médio		
<b>Inoculante</b>	3	0,0053 <sup>ns</sup>	0,0001 <sup>ns</sup>	6,191 <sup>ns</sup>
<b>Blocos</b>	2	0,0303*	0,0078 <sup>ns</sup>	40,134*
<b>Resíduos</b>	6	0,0016	0,0020	7,754

(\*) Significativo a 5% e (<sup>ns</sup>) não significativo, pelo teste F. GL = graus de liberdade.

Observou-se aumento significativo nos valores médios de condutividade elétrica na solução dos TEvap em comparação ao ESS (p-valor  $< 2,2 \times 10^{-16}$ ) (Tabela 4.16). O aumento nos valores de CE é esperado em sistemas de tratamento de águas residuárias, devido à degradação do material orgânico que proporciona a liberação de íons para a solução (Fia et al., 2015). A CE mais alta na solução dos tanques pode estar associada também às condições do esgoto introduzido no início do experimento (ESS + ARS) que possuía CE igual a  $1,41 \text{ mS cm}^{-1}$ . Não é possível especificar, no entanto, quais íons aumentaram na solução dos TEvap já que a condutividade elétrica é influenciada por vários cátions e ânions ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{HCO}_3^-$ ), que por sua vez contribuem de forma diferenciada para os valores de CE (Marandi et al., 2013).

Tabela 4.16 - Condutividade elétrica, pH e turbidez na solução dos TEvap e no esgoto sanitário sintético.

TEvap	Condutividade Elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ )	pH (-)	Turbidez (UNT)
<b>C</b>	$0,78 \pm 0,10$	$6,28 \pm 0,04$	$16,34 \pm 2,94$
<b>AG</b>	$0,75 \pm 0,09$	$6,30 \pm 0,70$	$17,06 \pm 6,81$
<b>AZ</b>	$0,71 \pm 0,13$	$6,29 \pm 0,10$	$13,79 \pm 1,49$
<b>RSL</b>	$0,81 \pm 0,05$	$6,29 \pm 0,03$	$15,11 \pm 2,50$
<b>Média dos tratamentos</b>	$0,76 \pm 0,05$	$6,29 \pm 0,19$	$15,57 \pm 11,19$
<b>ESS</b>	$0,43 \pm 0,02$	$6,60 \pm 0,27$	$275,22 \pm 38,95$
<b>t</b>	-33,39	8,69	26,06

Média amostral n = 19 eventos de coleta; C = controle – ausência de inoculação; AG = tanques inoculados com ácido giberélico; AZ = tanques inoculados com as bactérias *Azospirillum brasilense*; RSL = tanques inoculados com o consórcio das bactérias *Rhodospseudomonas palustris* e outros microrganismos; ESS = esgoto sanitário sintético; t = estatística do teste t de Student.

Foi verificada menor turbidez na solução dos TEvap em comparação ao ESS (p-valor =  $3,80 \times 10^{-15}$ ). A redução dos valores de turbidez é provável de ocorrer em sistemas como o TEvap, no qual o esgoto fica estacionado, possibilitando a deposição dos sólidos sedimentáveis e a retenção no meio poroso do substrato.

Se comparado ao ESS, houve redução significativa nos valores médios de pH na solução dos TEvap (p-valor =  $1,15 \times 10^{-7}$ ). A aplicação de material orgânico no solo tem mostrado efeitos contraditórios sobre o pH, podendo tanto aumentá-lo quanto reduzi-lo, a depender da etapa de degradação em que se encontra o processo (Matos e Matos, 2017).

Em sistemas de tratamento de águas residuárias como SAC e TEvap, muitos fatores podem estar envolvidos no equilíbrio dos íons  $H^+$  do meio. Processos como fotossíntese, absorção de íons  $H^+$  pelo substrato e degradação da matéria orgânica em condições aeróbias podem contribuir para o aumento do pH. Por outro lado, o processo de nitrificação, introdução de águas com características ácidas ou de grandes doses de resíduos orgânicos brutos em condições anaeróbias ou anóxicas podem levar à acidificação do meio (Kadlec e Wallace, 2009; Matos e Matos, 2017). Acredita-se que nos TEvap tenha prevalecido o efeito da introdução do ESS com elevada carga orgânica sob baixas concentrações de  $O_2$ , causando este leve decréscimo no pH.

Em termos gerais, pode-se considerar que as condições de pH foram apropriadas para o tratamento biológico. Valores entre 4,0 e 9,5 são adequados, visto que fora deste intervalo tratamentos por bactérias não são capazes de ocorrer (Metcalf e Eddy, 2016).

### **3.6 Análises microbiológicas**

Não foram detectadas diferenças estatísticas entre os tratamentos nas amostras de coliformes totais realizadas 1<sup>a</sup> semana (p-valor = 0,6149) e 4<sup>a</sup> semanas (p-valor = 0,4817) após o preenchimento dos tanques com o ESS. Os resultados das análises *Escherichia coli* também mostraram que o fator inoculante não alterou as concentrações entre os tratamentos no início (p-valor = 0,5215) e na metade do experimento (p-valor = 0,6803) (Tabela 4.17).

Tabela 4.17 - Resumo das análises estatísticas para coliformes totais e *Escherichia coli* na solução dos TEvap.

Coleta			Coliformes totais	<i>Escherichia coli</i>
			Log NMP/100 mL	
	Fator	GL	Friedman qui-quadrado	Quadrado médio
Início do experimento	Inoculante	3	1,8 <sup>ns</sup>	0,2146 <sup>ns</sup>
	Blocos	2		0,3930 <sup>ns</sup>
	Resíduos	6		0,2568 <sup>ns</sup>
	Fator	GL	Quadrado médio	
Metade do experimento	Inoculante	3	0,2952 <sup>ns</sup>	0,0561 <sup>ns</sup>
	Blocos	2	1,0408 <sup>ns</sup>	0,0525 <sup>ns</sup>
	Resíduos	6	0,3173	0,1066

(<sup>ns</sup>) Não significativo pelo teste F ou teste de Friedman. GL = graus de liberdade.

Observou-se um decaimento no número mais provável (NMP) de coliformes totais e de *Escherichia coli* nas amostras realizadas no início em relação às da metade do experimento (Tabela 4.18). O decaimento destes microrganismos era esperado visto que apenas o esgoto usado no preenchimento inicial dos tanques possuía água residuária de suinocultura na mistura. Assim, questões como filtração, sedimentação, competição com outras bactérias, retenção no biofilme, decaimento natural e adsorção ao material orgânico (Dotro et al., 2017) podem ter contribuído para este resultado.

Tabela 4.18 - Coliformes totais e *Escherichia coli* na solução dos TEvap.

TEvap	Início do experimento		Metade do experimento	
	CT <sup>a</sup>	EC <sup>b</sup>	CT <sup>b</sup>	EC <sup>b</sup>
Log NMP/100 mL				
C	6,77	5,44 ± 0,83	4,70 ± 0,72	3,29 ± 0,51
AG	6,49	5,66 ± 0,48	4,91 ± 0,42	3,10 ± 0,17
AZ	6,79	6,01 ± 0,30	5,24 ± 0,15	3,00 ± 0,00
RSL	6,79	5,44 ± 0,39	4,50 ± 1,13	3,01 ± 0,29

<sup>a</sup>Mediana; <sup>b</sup>Média; CT = coliformes totais; EC = *Escherichia coli*; C = controle – ausência de inoculação; AG = tanques inoculados com ácido giberélico; AZ = tanques inoculados com as bactérias *Azospirillum brasilense*; RSL = tanques inoculados com o consórcio das bactérias *Rhodopseudomonas palustris* e outros microrganismos.

O resultado da análise microbiológica realizada na biomassa aérea do capim BRS capiaçu (TEvap C1) indicou a presença de coliformes totais (492,63 NMP g<sup>-1</sup> de

massa seca da parte aérea), mas não foi detectada a presença de *Escherichia coli*. As *E. coli* são os únicos indicadores que dão garantia de contaminação exclusivamente fecal, já que o grupo “coliformes totais” pode ser encontrado de forma natural no ambiente (Von Sperling, 2014). Assim como observado em outros trabalhos (Coelho et al., 2018; Benjamin, 2013), detectou-se ausência de contaminação por patogênicos nas folhas da planta cultivada no TEvap, o que demonstra boa condição sanitária das forrageiras, caso elas sejam usadas na alimentação animal.

### **3.7 Balanço de massa dos poluentes P-total, N-total, K, Na e COT**

Observa-se um aporte elevado de nutrientes nos tanques de evapotranspiração devido à composição do esgoto sanitário sintético inicial (ESS + ARS) e o ESS puro (Tabela 4.19). Nota-se também que a fertilidade inicial do solo era alta, com expressiva quantidade de matéria orgânica, nitrogênio, sódio, potássio e fósforo no começo do ciclo. Esta condição inicial era esperada, visto que o solo usado no preenchimento das camadas do TEvap foi removido do setor de olericultura do *campus* Rio Pomba, com manejo agroecológico há 11 anos e com prática habitual de incorporação de resíduos orgânicos.

Considerando as massas de entrada e saída, para todos os elementos avaliados não ocorreram diferenças significativas ( $p$ -valor  $> 0,05$ ) entre os 4 tratamentos, com exceção do N-total que apresentou concentração significativamente maior na solução do tanque do tratamento RSL em comparação aos tratamentos AG e AZ ( $p$ -valor = 0,028). Estes resultados se justificam pela ausência do efeito das inoculações sobre a produção de biomassa vegetal e pela possível fixação biológica de N pelas bactérias *Rhodopseudomonas palustris*, conforme discutido anteriormente. Uma discussão mais detalhada em relação a cada poluente será apresentada na sequência.

Tabela 4.19 - Balanço de massa dos poluentes P-total, N-total, K, Na e COT nos TEvap durante o experimento.

TEvap	ESS + ARS e ESS puro	Solo Inicial	Solução do tanque (final)*	Lodo de fundo (final)	Solo final	Biomassa aérea	Outros
<b>P<sub>total</sub> (g tanque<sup>-1</sup>)</b>							
<b>C</b>	2,94 ± 0,07	18,07 ± 1,10	2,75 .10 <sup>-2</sup> ± 0,76 .10 <sup>-2</sup>	4,73 .10 <sup>-2</sup> ± 2,07 *10 <sup>-2</sup>	22,25 ± 1,95	0,33 ± 0,01	-1,64 ± 1,07
<b>AG</b>	3,01 ± 0,07	18,11 ± 1,08	2,16 .10 <sup>-2</sup> ± 1,64 .10 <sup>-2</sup>	5,81 .10 <sup>-2</sup> ± 2,24 *10 <sup>-2</sup>	22,06 ± 4,30	0,33 ± 0,05	-1,35 ± 3,31
<b>AZ</b>	2,96 ± 0,17	18,06 ± 3,07	1,88.10 <sup>-2</sup> ± 0,47 .10 <sup>-2</sup>	6,93 .10 <sup>-2</sup> ± 2,15 *10 <sup>-2</sup>	21,20 ± 4,39	0,34 ± 0,04	-0,61 ± 3,06
<b>RSL</b>	2,97 ± 0,12	18,89 ± 2,30	2,72 .10 <sup>-2</sup> ± 0,32 .10 <sup>-2</sup>	8,91 .10 <sup>-2</sup> ± 4,36 *10 <sup>-2</sup>	20,20 ± 2,47	0,32 ± 0,07	1,22 ± 2,41
<b>N<sub>total</sub> (g tanque<sup>-1</sup>)</b>							
<b>C</b>	14,96 ± 0,44	106,18 ± 6,05	1,98 ± 0,59 <sup>ab</sup>	0,93 ± 0,33	106,50 ± 1,78	2,11 ± 0,15	9,62 ± 6,60
<b>AG</b>	15,40 ± 0,39	110,49 ± 8,17	1,81 ± 0,60 <sup>b</sup>	0,86 ± 0,26	105,70 ± 11,65	1,76 ± 0,13	15,75 ± 7,99
<b>AZ</b>	15,09 ± 0,81	106,46 ± 20,69	1,76 ± 0,48 <sup>b</sup>	0,83 ± 0,22	106,18 ± 19,99	1,85 ± 0,49	10,93 ± 2,82
<b>RSL</b>	15,17 ± 0,64	108,50 ± 10,39	2,40 ± 0,27 <sup>a</sup>	1,05 ± 0,13	104,36 ± 15,01	2,11 ± 0,23	13,75 ± 5,60
<b>K (g tanque<sup>-1</sup>)</b>							
<b>C</b>	11,34 ± 0,42	3,54 ± 0,22	1,25 ± 0,17	0,62 ± 0,11	2,26 ± 0,41	2,08 ± 0,26	8,66 ± 1,07
<b>AG</b>	11,73 ± 0,34	3,55 ± 0,31	1,23 ± 0,25	0,62 ± 0,10	2,01 ± 0,28	2,39 ± 0,29	9,04 ± 0,06
<b>AZ</b>	11,47 ± 0,58	3,54 ± 0,60	1,11 ± 0,12	0,57 ± 0,07	2,02 ± 0,51	2,20 ± 0,16	9,10 ± 0,48
<b>RSL</b>	11,56 ± 0,50	3,70 ± 0,45	1,32 ± 0,09	0,64 ± 0,05	2,57 ± 0,57	2,13 ± 0,21	8,60 ± 0,56
<b>Na (g tanque<sup>-1</sup>)</b>							
<b>C</b>	8,19 ± 0,16	4,33 ± 0,26	0,62 ± 0,08	0,36 ± 0,03	2,72 ± 0,26	1,05 .10 <sup>-2</sup> ± 0,13 .10 <sup>-2</sup>	8,81 ± 0,21
<b>AG</b>	8,34 ± 0,17	4,34 ± 0,26	0,59 ± 0,02	0,33 ± 0,02	2,66 ± 0,32	1,14 .10 <sup>-2</sup> ± 0,13 .10 <sup>-2</sup>	9,09 ± 0,26
<b>AZ</b>	8,20 ± 0,52	4,33 ± 0,74	0,57 ± 0,07	0,32 ± 0,03	2,57 ± 0,25	1,24 .10 <sup>-2</sup> ± 0,35 .10 <sup>-2</sup>	9,06 ± 1,14
<b>RSL</b>	8,21 ± 0,34	4,53 ± 0,55	0,59 ± 0,16	0,32 ± 0,07	2,48 ± 0,79	1,17 .10 <sup>-2</sup> ± 0,17 .10 <sup>-2</sup>	9,33 ± 0,43
<b>COT (g tanque<sup>-1</sup>)</b>							
<b>C</b>	65,05 ± 1,62	1379,32 ± 78,66	2,35 ± 0,84	2,36 ± 0,31	1253,00 ± 174,79	81,43 ± 3,45**	186,17 ± 147,93
<b>AG</b>	66,76 ± 1,58	1435,30 ± 106,09	5,08 ± 1,95	1,64 ± 0,98	1110,06 ± 151,51	73,85 ± 3,95**	385,17 ± 70,81
<b>AZ</b>	65,48 ± 3,70	1383,04 ± 268,79	5,10 ± 1,73	2,77 ± 0,55	1239,13 ± 260,19	73,71 ± 18,58**	202,17 ± 82,82
<b>RSL</b>	65,74 ± 2,77	1409,57 ± 135,02	4,41 ± 1,35	3,73 ± 1,36	1231,52 ± 324,06	76,52 ± 11,01**	235,82 ± 190,10

\*Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. \*\*Valores não considerados no balanço de massa, pois a remoção de carbono se dá pelo processo fotossintético e não por absorção do meio.

### 3.7.1 P-total

Nota-se que o solo tem importante papel na dinâmica do elemento fósforo no TEvap. Considerando a média dos 12 tanques, houve aumento na massa de P-total do solo, passando de  $18,28 \pm 1,80 \text{ g tanque}^{-1}$  no início do ciclo para  $21,43 \pm 3,07 \text{ g tanque}^{-1}$  ao final do ciclo (Tabela 4.18).

Os resultados indicam que praticamente toda a massa de P adicionada ao sistema foi adsorvida pela fração coloidal do solo, visto que a solução do tanque, lodo e parte aérea da planta tiveram pouca contribuição na remoção deste nutriente. Juntos, estes outros meios representaram apenas  $1,95\% \pm 0,28\%$  da massa final de P-total (Figura 4.5).

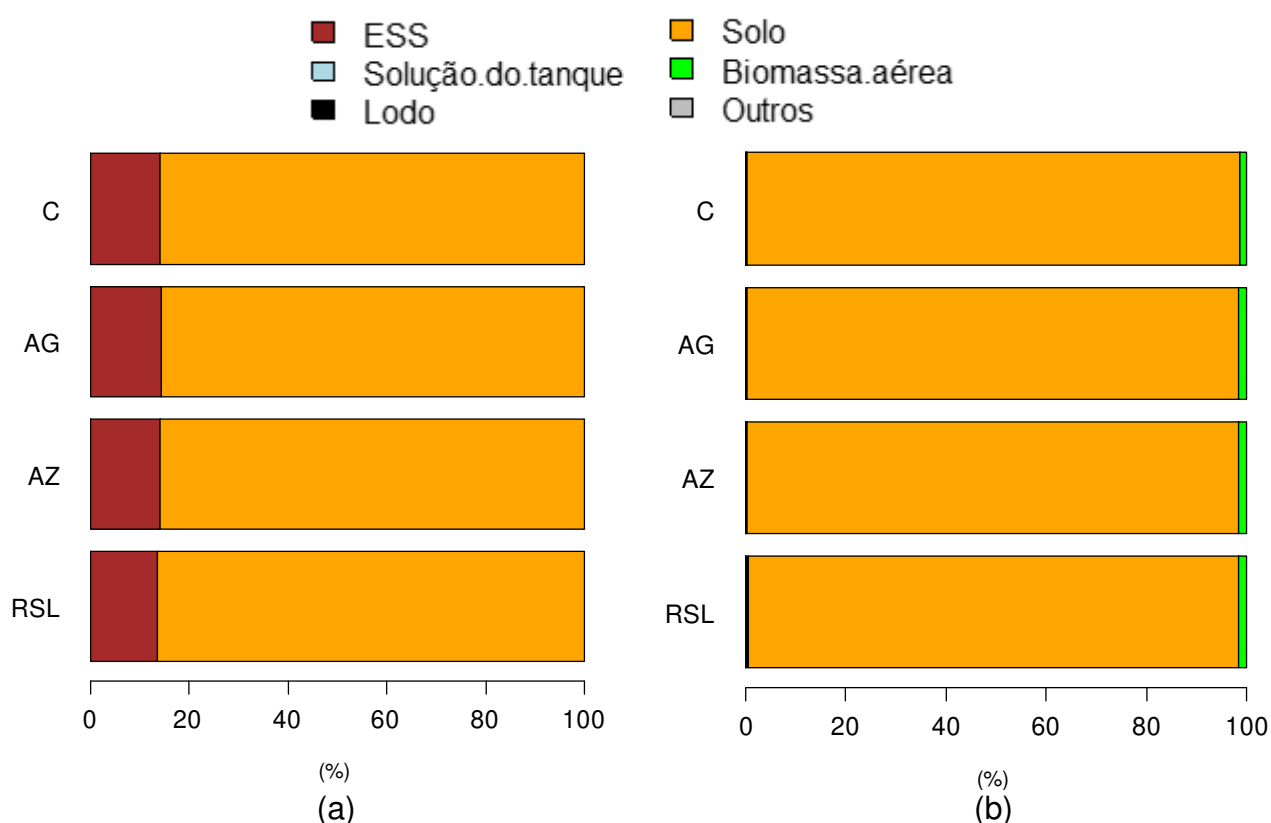


Figura 4.5 - Partição do P-total de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%).

De acordo com Matos e Matos (2017), a quantidade de P adsorvido nas partículas de argila do solo tende a aumentar com o incremento de fósforo na solução até determinados valores, que por sua vez são função da mineralogia e granulometria do solo. A capacidade de sorção do meio é finita, sendo necessário adotar estratégias,

como a troca do meio filtrante, caso se pretenda prolongar a remoção de fósforo por mais tempo (Dotro et al., 2017).

A quantidade de P removida pelas plantas, apesar de pequena, foi a segunda maior via de remoção do P-total ( $1,52\% \pm 0,23\%$ ). A absorção de P pela vegetação pode variar entre as espécies cultivadas em SAC, tendo sido encontrados valores variados. Quan et al. (2016) encontraram absorção pelas plantas igual a  $3,12 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  em SAC cultivados com junco e lírio. Dzakpasu et al. (2015) obtiveram valor igual a  $68 \text{ kg ano}^{-1}$  de absorção de fósforo pela parte aérea de várias espécies de macrófitas cultivadas em wetland em escala real ( $33.104 \text{ m}^2$ ), correspondendo a 16,4% da carga total de fósforo removida. Os autores atribuíram este alto desempenho ao consórcio das diferentes espécies vegetais no sistema.

### 3.7.2 N-total

Em relação ao nitrogênio, observou-se um acúmulo de  $1,96 \pm 0,29 \text{ g tanque}^{-1}$  de N-total na massa seca da parte aérea das plantas, o que representa  $1,59\% \pm 0,21\%$  da massa total final de nitrogênio. A quantidade de nitrogênio removida pela colheita da parte aérea das plantas em SAC pode variar consideravelmente, com valores na literatura entre 0,7 a  $51,0 \text{ g m}^{-2}$  (Borin e Salvato, 2012).

A partição da massa de N-total final entre os demais mecanismos do TEvap ficou da seguinte maneira:  $85,81\% \pm 4,60\%$  no solo,  $1,62\% \pm 0,41\%$  na solução do tanque,  $0,75\% \pm 0,19\%$  no lodo de fundo e  $10,23\% \pm 4,82\%$  em outros fatores não medidos (média de todos os tanques) (Figura 4.6). Apesar da expressiva participação do solo na massa final de N, observa-se que houve pouca variação em relação à massa já presente no início do experimento indicando que a principal contribuição para a remoção deste nutriente se deu pelos fatores não mensurados durante o experimento.

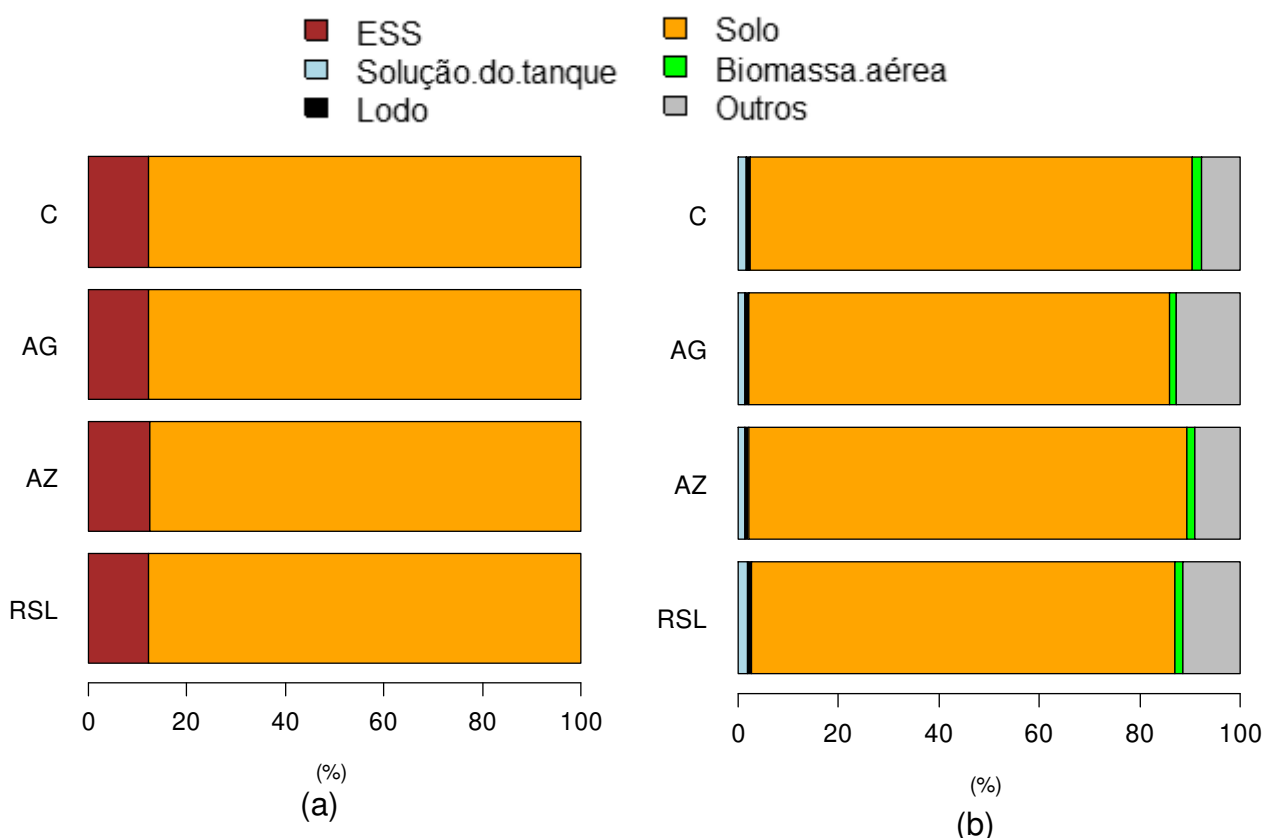


Figura 4.6 - Partição do N-total de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%).

Desta forma, acredita-se que a maior parte do nitrogênio tenha sido removida por perdas gasosas. A perda de N em condições naturais na forma de gases já é bem conhecida por meio de dois processos: (1) volatilização da amônia e (2) desnitrificação. O primeiro ocorre pela conversão do nitrogênio amoniacal em amônia ( $\text{NH}_3$ ) em condições de pH básico e com baixo teor de água no solo; o segundo se dá em condições anaeróbias, nas quais o  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NO}_2^-$  são usados por microrganismos desnitrificantes heterotróficos como receptores de elétrons substitutos ao  $\text{O}_2$ , transformando-se em  $\text{N}_2$  (Matos e Matos, 2017). Borin e Salvato (2012) atribuíram à perda por volatilização a remoção de 17% a 37% de N-total em SAC vegetados. Este resultado foi estimado pela diferença entre a massa de entrada e a massa final medida no efluente, na biomassa aérea, nas raízes e nos microrganismos.

Outros mecanismos que estariam envolvidos no processo de remoção de N seriam a absorção pelas raízes e pelos microrganismos. No caso das raízes, mesmo que toda a massa fosse considerada no balanço, verificou-se que esta contribuição seria pouco expressiva, menor que 1,0% (resultado não mostrado aqui). Em relação

aos microrganismos, acredita-se que esta participação também seria pequena. Borin e Salvato (2012) encontraram remoção entre 3,0% e 5,0% da massa de N-total promovida pelos microrganismos presentes no substrato e nas raízes das plantas cultivadas nos SAC.

### 3.7.3 K e Na

Em termos do íon potássio, o balanço de massa mostrou que, considerando as médias dos 4 tratamentos, dos  $15,10 \pm 0,65$  g tanque<sup>-1</sup> presentes inicialmente no solo e introduzidos pelo ESS, as plantas foram capazes de remover  $2,20 \pm 0,23$  g, o que representa um percentual de 14,60% do aporte de entrada (Figura 4.7).

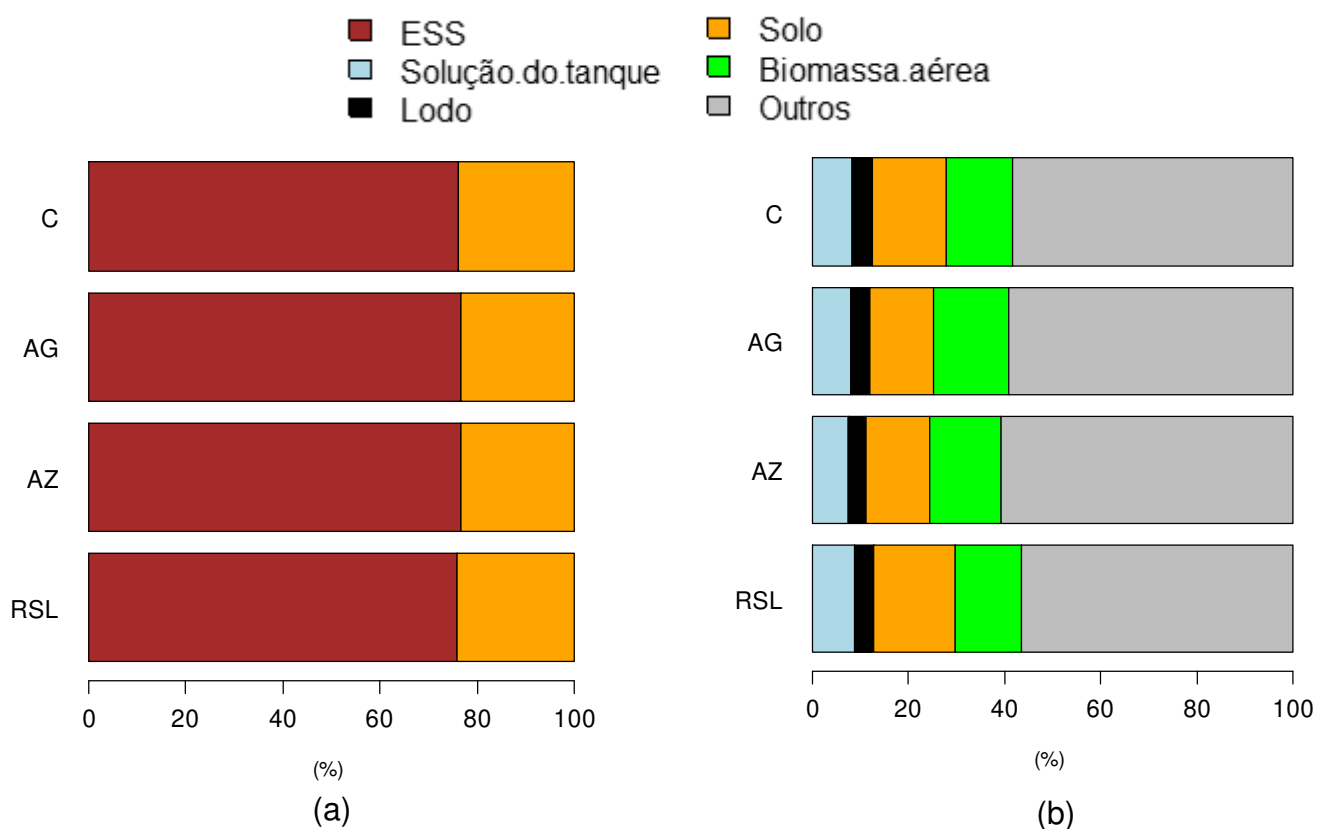


Figura 4.7 - Partição do K de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%).

Para o íon sódio, a participação das plantas na absorção foi muito pequena, igual a  $0,015 \pm 0,002$  g, o que representa apenas  $0,09\% \pm 0,01\%$  da massa de Na

total nos tanques ( $12,61 \pm 0,65$  g). Somando-se a massa presente nos outros meios (lodo de fundo, solução do tanque e solo final), obtiveram-se percentuais iguais a  $26,81\% \pm 3,37\%$  e  $27,99\% \pm 2,60\%$  para o potássio e sódio, respectivamente (Figura 4.8).

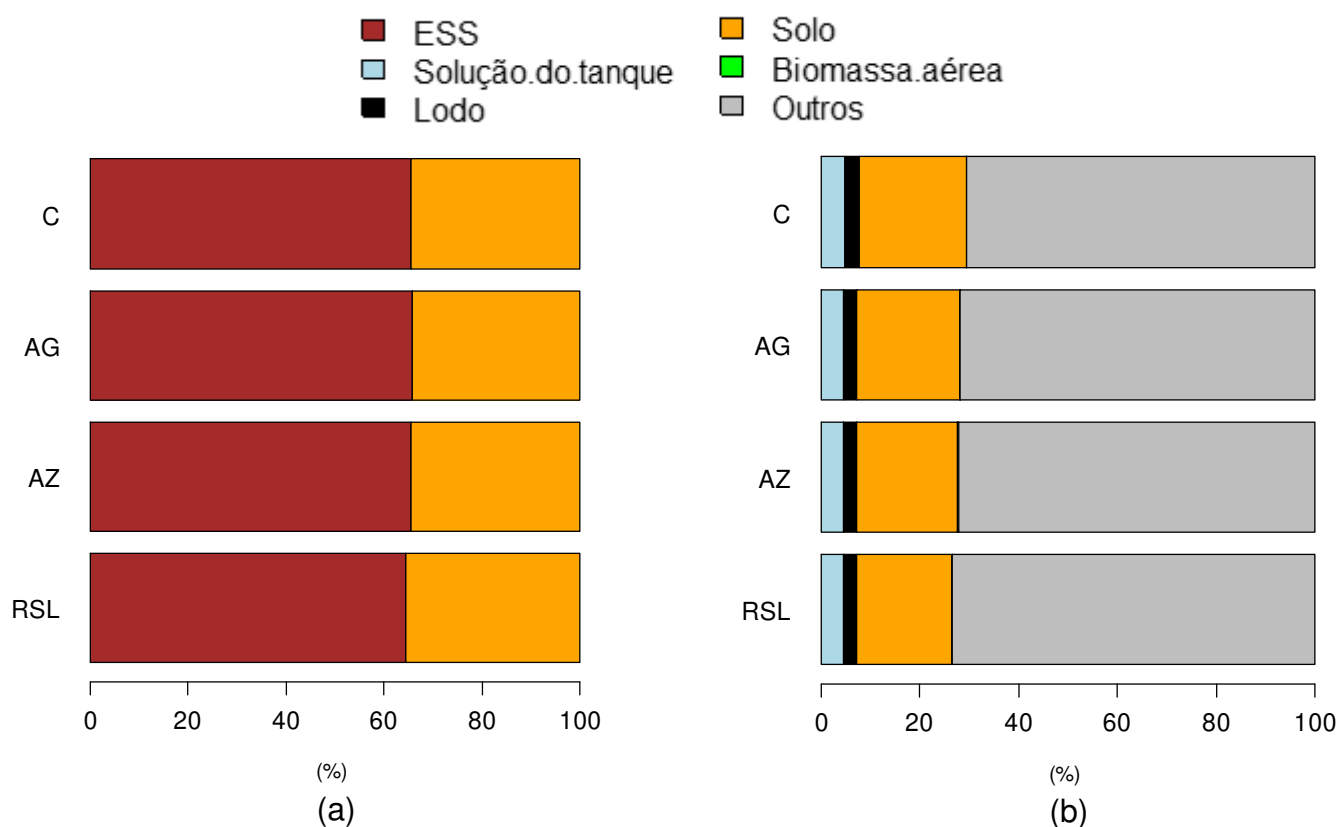


Figura 4.8 - Partição do Na de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%).

A baixa concentração de Na e K nas soluções dos tanques e no solo contradiz o que foi observado em outros estudos com TEvap. Baseados nos resultados de condutividade elétrica na solução do solo, alguns autores relatam o acúmulo de sais no sistema (Magalhães Filho et al., 2018; Coelho, 2013).

Uma possível explicação para o resultado deste experimento está no material usado no preenchimento da câmara anaeróbia do TEvap, que era constituída de lajotas cerâmicas vermelhas quebradas. As cerâmicas são compostas por elementos do grupo das zeólitas. Por sua vez, as zeólitas possuem sítios ativos em sua estrutura molecular e elevada área superficial devido à sua grande porosidade, características

que tornam este material interessante para a troca de cátions (Zanin, 2011), por meio do processo de adsorção.

Alguns estudos já comprovaram a capacidade dos materiais cerâmicos em remover cátions como arsênio (III) (Chen et al., 2010), amônio (Zhao et al., 2013) e  $H^+$  (Zanin, 2011). As capacidades de absorção de cátions obtidas nestes estudos foram de  $4,19 \text{ mg g}^{-1}$  de material adsorvente para o arsênio (III), de  $25,5 \text{ mg g}^{-1}$  a  $75,5 \text{ mg g}^{-1}$  para o  $NH_4^+$  e da ordem de  $0,6 \times 10^{-3} \text{ mg g}^{-1}$  a  $0,82 \text{ mg g}^{-1}$  para o íon  $H^+$ . Estes autores ressaltam, no entanto, que esta capacidade de adsorção é influenciada pela concentração inicial do cátion, dosagem do material adsorvente, composição e porosidade da cerâmica e temperatura de calcinação.

Há ainda o fator competição com outros cátions que pode alterar consideravelmente a capacidade de adsorção de determinado elemento pela cerâmica. Zhao et al. (2013) observaram que a capacidade de adsorção de amônio diminuiu significativamente na presença de cátions, segundo a ordem seletiva de adsorção  $Na^+ > K^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+}$ . De acordo com estes autores, esta seletividade se dá em função da constituição da cerâmica e da concentração equivalente do cátion no meio, tendo uma relação inversa com esta última ( $Mg^{2+} > Ca^{2+} > K^+$ ).

Apesar de acreditar-se que o fenômeno da adsorção pelo substrato tenha contribuído para a elevada remoção dos cátions nos TEvap, é provável que este efeito seja transitório. Com o tempo de uso do sistema, a tendência é que haja saturação dos sítios ativos da cerâmica. Há que se destacar que as lajotas usadas neste experimento eram novas, que anteriormente ao início da coleta de dados os TEvap eram preenchidos apenas com água de abastecimento e que os dados foram coletados durante um curto período de tempo. Desta forma, é necessário que sejam realizados outros experimentos, com maior de tempo de monitoramento, para avaliar se a eficiência de remoção de K e Na será influenciada pela saturação do substrato do TEvap.

#### **3.7.4 COT**

O balanço de massa para o carbono orgânico total mostrou que uma porcentagem muito pequena permaneceu na solução do tanque e no lodo de fundo ( $0,47\% \pm 0,16\%$ ). Ao final do experimento, observou-se que o solo possuía  $82,09\% \pm$

10,05% da massa de COT total (Figura 4.9). No entanto, o carbono presente no solo era proveniente da condição inicial já elevada de matéria orgânica, tendo sido observada, inclusive, uma redução de  $193,23 \pm 140,03$  g.

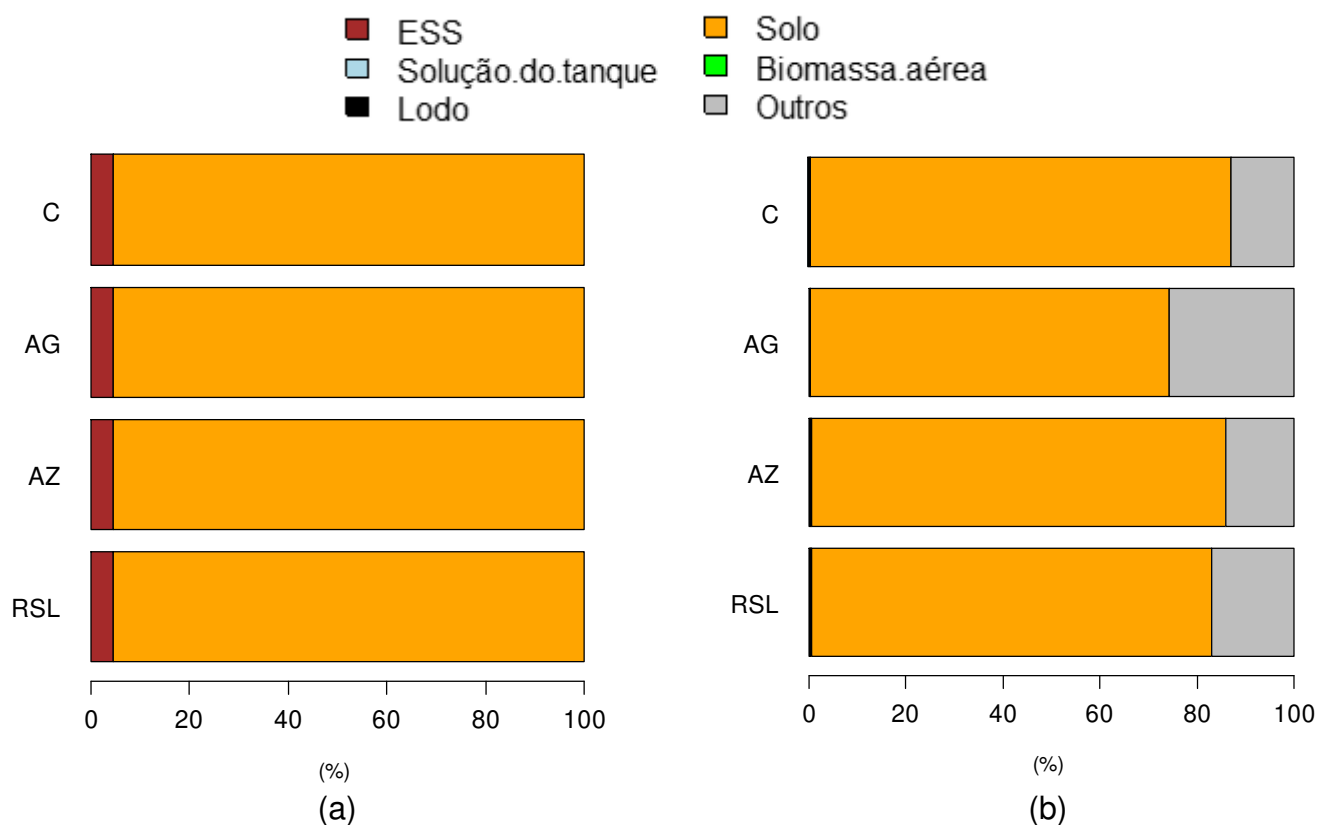


Figura 4.9 - Partição do COT de entrada (a) e ao final do experimento (b), valores em porcentagem (%).

Esta redução no teor de carbono orgânico no solo já foi observada nos meses iniciais de operação de sistemas alagados construídos e estaria associada ao fenômeno denominado “*priming*” positivo (Silva et al., 2015). O “*priming*” positivo seria uma intensificação da decomposição da matéria orgânica do solo devido à incorporação de matéria orgânica exógena (Chen et al., 2014).

Não sendo observado incremento de carbono orgânico no solo e como o percentual na solução do tanque e no lodo foi muito baixo, acredita-se que a maior parte do COT tenha sido removida por meio dos gases metano e gás carbônico, provenientes dos processos de fermentação e respiração biológica, e pela retenção no meio poroso.

Barbera et al. (2015) afirmam que a emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> em SAC apresenta elevada variabilidade entre as espécies cultivadas e até mesmo entre os meses de monitoramento, tendo encontrado relações médias de C-emitido/C-removido entre 0,3 e 0,9 em seu estudo. Em SAC usados no tratamento de esgoto doméstico na Estônia, Mander et al. (2008) obtiveram valores de emissão entre 1,7 a 2,0 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> e entre 1,4 a 42,6 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de C-CH<sub>4</sub>.

Por outro lado, Barbera et al. (2015) afirmam que os SAC podem atuar como fonte ou dreno para os gases de efeito estufa pois, apesar das emissões, ocorre a captação de CO<sub>2</sub> atmosférico pelo processo fotossintético das plantas. No presente estudo, a massa de carbono fixada pela biomassa aérea nos TEvap foi de 76,38 ± 10,02 g (média dos 12 tanques). Do carbono fixado fotossinteticamente, de 5% a 21% pode ser transformado em componentes exsudatos pela rizosfera (Marschner, 1995), o que contribuiria para aumentar o C de entrada. Descontando-se estes percentuais, as plantas geram um saldo positivo de 60,35 g a 72,56 g de C absorvido da atmosfera. Para efeito de simulação, considerando que 50% do C-removido do sistema (126,06 ± 69,74 g) se transformou em gases, a absorção pelas plantas reduziria as emissões de carbono de 47,87% a 57,56%. Isto significa que a presença da vegetação é importante nos TEvap, não só pelo processo evapotranspiratório, mas também devido ao processo fotossintético, por fixar parte do carbono emitido.

Outra possibilidade é que parte do material orgânico tenha ficado retido nos poros das camadas filtrantes (camadas de cerâmica, brita e areia), em função dos processos físicos de sedimentação e filtração, considerados de grande importância nos sistemas alagados construídos (Dotro et al., 2017). Supõe-se que estes efeitos possam vir a afetar o desempenho dos TEvap a longo prazo, tal como observado em SAC, em função do processo de colmatação (Matos e Matos, 2017). Contudo em TEvap monitorado quinzenalmente durante 8 meses, não foi detectado problema de mau funcionamento devido a entupimentos (Figueiredo et al., 2019), sendo indicado que sejam realizados estudos com maior duração para investigar este fenômeno.

#### 4 CONCLUSÕES

- A inoculação dos microrganismos e do ácido giberélico não trouxe efeitos estatisticamente significativos sobre a produção de biomassa,

evapotranspiração acumulada, condutividade elétrica, pH, turbidez, coliformes totais e *Escherichia coli* nos tanques de evapotranspiração;

- Foram obtidos valores elevados de eficiência de remoção mássica dos poluentes  $N_{amon.}$ ,  $P_{org.}$ ,  $P_{fosf.}$ , K, Na e DQO;
- Apesar das elevadas  $E_{rem}$ , foram observadas concentrações ainda altas para alguns poluentes (N e DQO) na solução do TEvap. Assim, mesmo que seja considerado um sistema “descarga zero”, cuidados devem ser tomados com os possíveis extravasamentos;
- O solo demonstrou ter papel importante na remoção de fósforo, adsorvendo a maior parte do P introduzido nos TEvap;
- A maior parte do nitrogênio removido da solução dos TEvap foi atribuída às possíveis perdas gasosas;
- Acredita-se que o substrato cerâmico possa influenciar na remoção dos cátions Na e K dos TEvap, devendo este efeito ser mais bem investigado em estudos de longa duração;
- As plantas são importantes para o bom funcionamento do TEvap pois, apesar da baixa absorção de nutrientes, promovem a ciclagem da água por meio da elevada capacidade transpiratória e reduzem as possíveis emissões de gases de efeito estufa, por meio do processo fotossintético.

## Referências

ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M. Crop Evapotranspiration: Guidelines for Computing Crop Requirements – FAO Irrigation and Drainage **Paper 56**. FAO, Rome, Italy, 1998. 300 p.

ALLEN, R. G. REF-ET: **Reference evapotranspiration calculation software for FAO and ASCE Standardized Equations**. Version 4.1. Utah State University, Logan-UT, USA, 2016.

AMTT 1983. (Agricultural Microbiology Teaching Team), Guangxi Agricultural College. Guidance in Soil Microbiology. (in Chinese). Pp. 253-256. Science Press, Beijing. In: HUI-QIN, Y. Biological nitrogen fixation. In: Zhu Zhao-liang et Ai. (eds). **Nitrogen in Soils of China**. Kluwer Academic Publishers, 1997.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22<sup>nd</sup> Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC. 1496 p. 2017. ISBN: 9780875530130.

ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **PLoS ONE**, v. 13, n. 10, p. 1–26, 2018.

BARBERA, A. C.; BORIN, M.; CIRELLI, G. L.; TOSCANO, A.; MAUCIERI, C. Comparison of carbon balance in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different C4 plant species. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 4, p. 2372–2383, 2015.

BENJAMIN, A.M. **Bacia de Evapotranspiração: tratamento de efluentes domésticos e de produção de alimentos**. 2013. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Lavras, MG, 2013.

BELTRÃO, N. E. M.; FIDELES FILHO, J.; FIGUEIRÊDO, I. C. de M. Uso adequado de casa-de-vegetação e de telados na experimentação agrícola. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 547–552, 2002.

BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 721–728, 2011.

BORIN, M.; SALVATO, M. Effects of five macrophytes on nitrogen remediation and mass balance in wetland mesocosms. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 34–42, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430/2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. **Water Science Technology**, v. 51, p.1–9, 2005.

CHAVARRIA, G.; CARDOSO, L. S.; BERGAMASCHI, H.; SANTOS, H. P. D.; MANDELLI, F.; MARODIN, G. A. B. Microclima de vinhedos sob cultivo protegido. **Ciência Rural**, v. 39, n. 37, 2029-2034, 2009.

CHEN, R.; ZHANG, Z.; FENG, C.; HU, K.; LI, M.; LI, Y. Application of simplex-centroid mixture design in developing and optimizing ceramic adsorbent for As(V) removal from water solution. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 131, n. 1–3, p. 115–121, 2010.

CHEN, R.; SENBAYRAM, M.; BLAGODATSKY, S.; MYACHINA, O.; DITTERT, K.; LIN, X.; Blagodatskaya, E.; Kuzyakov, Y. Soil C and N availability determine the priming effect: Microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. **Global Change Biology**, v. 20, n. 7, p. 2356–2367, 2014.

COELHO, C. F. Impactos socioambientais e desempenho do sistema fossa verde no assentamento 25 de maio, Madalena (CE). Dissertação (Mestrado). 2013. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2013.

COELHO, C. F.; REINHARDT, H.; ARAÚJO, J. C. Green pit technology as a rural sanitation 120componente for the semiarid region of Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 801–810, 2018.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O., VON SPERLING, M. Treatment Wetlands. **IWA publishing**, Biological Wastewater Treatment Series, v.7, 2017. 154 p.

DUARTE, A. N. M.; SOARES FILHO, C. V.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; CARVALHO, C. L. M.; HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. A.; VALVANO, I. M.; ISHIY, A. G. Inoculation with plant growth-promoting bacteria and reduction of nitrogen fertilizer in herbage accumulation and nutritional value of Mavuno grass. **International Journal for Innovation Education and Research**, v. 9, n. 3, p. 16–34, 2021.

DZAKPASU, M.; SCHOLZ, M.; MCCARTHY, V.; JORDAN, S. Phosphorus retention and mass balance in an integrated constructed wetland treating domestic wastewater. **Water and Environment Journal**, v. 29, n. 2, p. 298–306, 2015.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 573p., 2017.

EREN, B.; KARADAGLI, F. Physical disintegration of toilet papers in wastewater systems: Experimental analysis and mathematical modeling. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 5, p. 2870–2876, 2012.

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 e água**, v. 10 n. 3, p. 542-553, 2015.

FIGUEIREDO, I. C S.; BARBOSA, A. C.; MIYAZAKI, C. K.; SCHNEIDER, J.; COASACA, R. L.; MAGALHÃES, T. M.; TONETTI, A. L. Bacia de Evapotranspiração (BET): uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 115–127, 2019.

FRÉDETTE, C.; GREBENSHCHYKOVA, Z.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana SX67*) grown in a full-scale treatment wetland. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 254–262, 2019.

HUNGRIA, M. **Inoculação com *Azospirillum brasilense*: inovação em rendimento a baixo custo**. Embrapa Soja- Documentos 325, 36 p., 2011.

HSU, S. H.; SHEN, M. W.; CHEN, J. C.; LUR, H. S.; LIU, C. T. The photosynthetic bacterium *Rhodopseudomonas palustris* strain ps3 exerts plant growth-promoting effects by stimulating nitrogen uptake and elevating auxin levels in expanding leaves. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, p. 1–18, 2021.

ISMAIL, N'I.; ABDULLAH, S. R. S.; IDRIS, M.; KURNIAWAN, S. B.; HALMI, M. I. E.; AL SBANI, N. H.; JEHAWI, O. H.; HASAN, H. A. Applying rhizobacteria consortium for the enhancement of *Scirpus grossus* growth and phytoaccumulation of Fe and Al in pilot constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 267, p. 1-13, 2020.

JI, M.; ZHANG, J.; WANG, S.; LIANG, S.; HU, Z. Enhanced phosphorus removal of constructed wetland through plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) addition. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 52124–52132, 2021.

JOKSIMOVIC, D.; KHAN, A.; ORR, B. Inappropriate disposal of flushable' consumer products – Reasons for concern. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 1, p. 102–108, 2020.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment wetlands. 2a ed. Taylor & Francis Group, LLC. Boca Raton, FL. 366 p. 2009.

KARADAGLI, F.; THEOFANIDIS, F.; EREN, B. Consumers' evaluation of flushable products with respect to post-disposal effects in wastewater infrastructures. **Journal of Cleaner Production**, v. 278, p. 1-10, 2021.

KIM, M. K.; CHOI, K-M.; YIN, C-R., LEE, K-Y.; IM, W-T.; JU HYOUNG LIM, J.H.; LEE, S-T. Odorous swine wastewater treatment by purple non-sulfur bacteria, *Rhodopseudomonas palustris*, isolated from eutrophicated ponds. **Biotechnology Letters**, v. 26, p. 819–822, 2004.

KLOMJEK, P.; NITISORAVUT, S. Constructed treatment wetland: A study of eight plant species under saline conditions. **Chemosphere**, v. 58, n. 5, p. 585–593, 2005.

MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants, Ed 2, 1995. Academic Press, London. In: Walker, T.S.; Bais H. P.; Grotewold E.; Vivanco JM. Root exudation and rhizosphere biology. **Plant physiology**, 132(1):p. 44–51, 2003.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; ALVES SOBRINHO, T.; STEFFEN, J. L.; ARIAS, C. A.; PAULO, P.L. Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. **Journal of Environmental Science and Health, Part A . Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 53, p. 493–500, 2018.

MANDER, Ü.; LÖHMUS, K.; TEITER, S.; MAURING, T.; NURK, K.; AUGUSTIN, J. Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 404, n. 2–3, p. 343–353, 2008.

MARANDI, A.; POLIKARPUS, M.; JÖELEHT, A. Applied Geochemistry A new approach for describing the relationship between electrical conductivity and major anion concentration in natural waters. **Applied Geochemistry**, v. 38, p. 103–109, 2013.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influence of organic loading rate on the performance of constructed wetlands cultivated with grass. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, p. 83–92, 2010.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, v.32, n.6, 1144-1155, 2012.

MATOS, A.T. e MATOS, M.P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2017. 371p.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5 ed. AMGH: Porto Alegre, 2016.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte, 2008.

NOPENS I., CAPALLOZZA, C.; VANROLLEGHEM, P.A. Stability analysis of a synthetic municipal wastewater. Gent (Belgium): Department of Applied Mathematics, Biometrics and Process Control, 2001, 22 p.

PALMQUIST, H.; HANÆUS, J. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. **Science Total Environment**, v. 348, p. 151–163, 2005.

PAULO, P.L., GALBIATI, A.F., MAGALHÃES FILHO, F.J.C., BERNARDES, F.S., CARVALHO, G.A., BONCZ, M.A. Evapotranspiration tank for the treatment, disposal

and resource recovery of blackwater. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 147, p. 61–66, 2019.

PEREIRA, A.R.; SEDIYAMA; G.C; VILLA NOVA, N.A. **Evapotranspiração**. Campinas: Fundag, SP, 2013. 323 p.

PEREIRA, A. V.; LEDO, F.J.; MORENZ, M.J.F.; LEITE, J.L.B.; SANTOS, A.M.B.; MARTINS, C.E.; MACHADO, J.C. **BRS Capiaçú: cultivar de capim-elefante de alto rendimento para produção de silagem**. Embrapa Gado de Leite – Comunicado Técnico 79, 6 p., 2016.

PEREIRA, A. V.; LÉDO, F.J.S.; MACHADO, J.C. BRS Kurumi and BRS Capiaçú – New elephant grass cultivars for grazing and cut-and-carry system. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, v. 17, p. 59-62, 2017.

PEZENTI, E. **Uso de bioestimulantes em capim-elefante *Pennisetum Purpureum* cv. Napier**. 2020. Tese (Doutorado). Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB/Campus de Itapetinga, BA, 2020.

PITTER, P., 1999. Hydrochemistry. VSCHT, Praha, Czech Republic (in Czech). In: Picek, T., ČÍŽKOVÁ, H., DUŠEK, J. Greenhouse gas emission from a constructed wetland—plants as important source of carbon. *Ecological Engineering*, 31, 98–106, 2007.

QUAN, Q.; SHEN, B.; ZHANG, Q.; ASHRAF, M. A. Research on phosphorus removal in artificial wetlands by plants and their photosynthesis. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 59, n. Specialissue, p. 1–9, 2016.

R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M. A. Aspectos climáticos do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, p. 206–226, 2015.

REHMAN, K.; IMRAN, A.; AMIN, I.; AFZAL, M. Inoculation with bacteria in floating treatment wetlands positively modulates the phytoremediation of oil field wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 349, p. 242–251, 2018.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V, V. H (Eds.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª Aproximação**. Viçosa, MG, CFSEMG, 1999. 359 p.

RIVA, V.; MAPELLI, F.; SYRANIDOU, E.; CROTTI, E.; CHOUKRALLAH, R.; KALOGERAKIS, N.; BORIN, S. Root bacteria recruited by phragmites australis in constructed wetlands have the potential to enhance azo-dye phytodepuration. **Microorganisms**, v. 7, n. 384, 2019.

SEDIYAMA, G. C. Estimativa da evapotranspiração: histórico, evolução e análise crítica. **Revista Brasileira de Agronomia**, v. 4, n. 1, p. 1-12, 1996.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 6. Ed. Revista e ampliada. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013, 100 p.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. Análise química de plantas. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 56p. 1974.

SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 533–542, 2015.

SPENCE, K. J.; DIGMAN, C.; BALMFORTH, D.; HOULDSWORTH, J.; SAUL, A.; MEADOWCROFT, J. Gross solids from combined sewers in dry weather and storms, elucidating production, storage and social factors. **Urban Water Journal**, v. 13, n. 8, p. 773–789, 2016.

STACEY, G.; BURRIS, R. H.; EVANS, H. J. (Eds.). (1992). Biological nitrogen fixation. Berlin: Springer Science & Business Media. In: GOSWAMI, D.; THAKKER, J.N.; DHANDHUKIA, P. C. Portraying mechanics of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR): A review. **Cogent Food and Agriculture**, v. 2, n. 1, p. 1-19, 2016.

VIDEIRA, S. S.; DE OLIVEIRA, D. M.; DE MORAIS, R. F.; BORGES, WA. L.; BALDANI, V. L. D.; BALDANI, J. I. Genetic diversity and plant growth promoting traits of diazotrophic bacteria isolated from two Pennisetum purpureum Schum. Genotypes grown in the field. **Plant and Soil**, v. 356, n. 1–2, p. 51–66, 2012.

VIDEIRA, S. S. **Estudo da comunidade de bactérias diazotróficas associada a plantas de capim-elefante**. Tese (Doutorado). Universidade Federal rural do Rio de Janeiro, RJ, 2012.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol. 1. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 452 p.

WU, P.; CHEN, Z.; ZHANG, Y.; WANG, Y.; ZHU, F.; CAO, B.; WU, Y.; LI, N. Rhodospseudomonas palustris wastewater treatment: Cyhalofop-butyl removal, biochemicals production and mathematical model establishment. **Bioresource Technology**, v. 282, p. 390–397, 2019.

ZANIN, T.L. estudo de adsorção de cátions em cerâmica com zeólita de cinzas de carvão mineral. Universidade Federal do Paraná. 2011. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Paraná, PR, 2011.

ZHAO, Y.; Yang, Y.; Yang, S.; Wang, Q.; Feng, C., Zhang, Z. Adsorption of high ammonium nitrogen from wastewater using a novel ceramic adsorbent and the evaluation of the ammonium-adsorbed-ceramic as fertilizer. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 393, n. 1, p. 264–270, 2013.

## CAPÍTULO V

### CONCLUSÃO GERAL

Os esgotos domésticos quando dispostos sem tratamento no solo ou nos corpos hídricos causam problemas ambientais e de saúde, sobretudo às crianças. Em áreas isoladas, como nas zonas rurais, a adoção de sistemas de saneamento ecológico é uma alternativa interessante, pois prevê o reaproveitamento de recursos naturais e locais.

Os tanques de evapotranspiração (TEvap) são uma ecotecnologia para destinação das águas de vaso sanitário que vem sendo adotada em áreas rurais no Brasil, com boa aceitação pelos usuários, custo reduzido e gerando pouco ou nenhum efluente.

As pesquisas sobre leitos de evapotranspiração, obtidas a partir da base de dados, mostraram que, embora haja uma tendência de aumento das publicações nos últimos anos, estas ainda são insuficientes. Existem poucos trabalhos realizados em colaboração entre instituições internacionais e nacionais. Os termos empregados nas pesquisas remetem a questões relacionadas ao tratamento de esgoto *in loco*, a fatores climáticos empregados no dimensionamento e também à importância das plantas cultivadas nos sistemas.

O cultivo de forrageiras em TEvap mostrou-se uma alternativa interessante já que, apesar das plantas não terem atingido seu potencial produtivo, apresentaram elevada evapotranspiração (ET). Os tanques cultivados com capim BRS capiaçu apresentaram ET acumulada 27,93% (ciclo 1) e 45,89% (ciclo 2) superior aos tanques cultivados com capim-tifton-85 e também menores valores de condutividade elétrica e pH. Assim, pôde-se concluir que a forrageira BRS capiaçu é mais indicada para SAC “descarga zero”.

Não foram obtidas diferenças significativas na ET dos tanques com e sem faixa de solo, possivelmente em razão da elevada profundidade das raízes das plantas e da área superficial da faixa ter sido pequena.

No presente trabalho, a inoculação com ácido giberélico, com bactérias *Azospirillum brasilense* e com o consórcio de *Rhodopseudomonas palustris* e outros microrganismos não promoveu incrementos significativos sobre a remoção de poluentes, ET e produção de biomassa da forrageira. Este resultado foi relacionado

ao microambiente no TEvap e à falta de recomendações específicas para inoculação do capim BRS capiaçu com ácido giberélico.

Foram obtidos valores elevados de  $K_{TEvap}$ , com médias respectivamente iguais a 2,37 e 1,76 para TEvap em ambiente aberto cultivados com BRS capiaçu e capim-tifton-85 e a 2,16 para TEvap em casa de vegetação cultivados com BRS capiaçu, o que reforça a ocorrência dos efeitos oásis, varal e buquê no sistema. Os valores de eficiência de remoção mássica de  $N_{amon.}$ ,  $P_{org.}$ ,  $P_{fost.}$ , K, Na e DQO também foram altos, variando entre 82,34% e 99,56%.

A adsorção de íons pelo solo e substrato, as perdas de nitrogênio na forma de gases e a fotossíntese das plantas mostraram-se processos importantes para a remoção de poluentes pelos TEvap.

## SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir das observações feitas neste estudo, são feitas as seguintes sugestões para trabalhos futuros:

- Estudar a evapotranspiração em TEvap de escala plena cultivados com forrageiras, considerando outras épocas do ano e com esgoto real para um dimensionamento mais criterioso do sistema como “descarga zero”;
- Avaliar o efeito da faixa vertical de solo (capilar) sobre a evapotranspiração em TEvap cultivados com plantas de raízes mais superficiais e aumentando-se a área do capilar;
- Analisar o estabelecimento da população das bactérias *Azospirillum brasilense* e *Rhodopseudomonas palustris* em TEvap sob diferentes concentrações de nutrientes (nitrogênio, principalmente), pH, níveis de oxigênio e a partir de reinoculações;
- Avaliar a remoção de poluentes e a ET em tanques de evapotranspiração inoculados com outros tipos de bactérias promotoras de crescimento de planta, considerando outras formas de inoculação (diretamente na solução do tanque) e maiores concentrações de microrganismos;
- Estudar a aplicação exógena do ácido giberélico na forrageira BRS capiaçu buscando-se encontrar a dosagem e o período ideal para que ocorra efeito

significativo sobre a produção de biomassa e, conseqüentemente, sobre a ET e a remoção de poluentes no TEvap;

- Investigar o efeito do substrato cerâmico sob a remoção dos íons Na e K em estudos de longa duração.
- Sugere-se que novas parcerias sejam firmadas entre países e também entre instituições de pesquisa e ensino nacionais para realização de trabalhos sobre sistemas de tratamento por evapotranspiração.

## APÊNDICE



**Figura 1** – Montagem de um tanque de evapotranspiração (TEvap) com destaque para a câmara anaeróbia e plantio das mudas na última camada. Rio Pomba – MG, 2019. Fonte: a autora.



**Figura 2** – Corte raso (10 cm) do capim-tifton-85 durante o período de estabilização das plantas na etapa 1 do experimento (capítulo 3). Rio Pomba – MG, 2020. Fonte: a autora.



**Figura 3** – Presença de raízes na manta geotêxtil usada para separar as camadas e entre as lajotas da primeira camada do TEvap. Fotos da desmontagem do experimento - etapa 1 (capítulo 3). Rio Pomba - MG, 2020. Fonte: a autora.



**Figura 4.** Frasco pulverizador usado na inoculação dos TEvap com as bactérias e aplicação dos microrganismos logo após o corte usando um protetor para evitar a deriva. Experimento – etapa 2 (capítulo 4). Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.



**Figura 5** - Mistura dos materiais para a obtenção do esgoto de entrada (esgoto sanitário sintético e água residuária de suinocultura) para preenchimento inicial dos TEvap. Experimento – etapa 2 (capítulo 4). Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.



**Figura 6** – Esgoto sanitário sintético (ESS) usado para reposição das lâminas evapotranspiradas nos TEvap. Experimento – etapa 2 (capítulo 4). Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.



**Figura 7** - Multiparâmetro e turbidímetro usados na medição do pH, condutividade elétrica e turbidez na solução dos TEvap e no esgoto sanitário sintético. Experimento – etapa 2 (capítulo 4). Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.



**Figura 8** – Termohigrômetro instalado no interior da casa de vegetação. Experimento – etapa 2 (capítulo 4). Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.



**Figura 9** – Miniestação meteorológica automática instalada ao lado do experimento em casa de vegetação. Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.



**Figura 10** – TEvap cultivados com capim BRS Capiáçu ao final do experimento em casa de vegetação, plantas com 61 dias após o corte. Experimento – etapa 2 (capítulo 4). Rio Pomba - MG, 2021. Fonte: a autora.