

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO - CIÊNCIA DO SOLO

DANIEL ALEXANDRE IOCHIMS

**USO DE FAIXA VEGETADA COMO ESTRATÉGIA DE MITIGAÇÃO DE PERDAS
DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO**

LAGES

2023

DANIEL ALEXANDRE IOCHIMS

**USO DE FAIXA VEGETADA COMO ESTRATÉGIA DE MITIGAÇÃO DE PERDAS
DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO**

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Orientador: Dr. Jackson Adriano Albuquerque

LAGES

2023

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

DANIEL ALEXANDRE IOCHIMS

**USO DE FAIXA VEGETADA COMO ESTRATÉGIA DE MITIGAÇÃO DE PERDAS
DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO**

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Jackson Adriano Albuquerque
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membros:

Dr^a. Mari Lucia Campos
Universidade do Estado de Santa Catarina

Dr. Paulo Cezar Cassol
Universidade do Estado de Santa Catarina

Dr. Daniel João Dall’Orsoletta

Dr. Cledimar Rogério Lourenzi
Universidade Federal de Santa Catarina

Lages, 28 fevereiro de 2023.

Dedico esse trabalho aos meus pais, Flavio Iochims e Sirlei Teresinha Becker Iochims.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Flavio e Sirlei e minha irmã Rafaela por toda a ajuda e pelo apoio e incentivo durante todo o período de estudos.

Aos meus avós os quais me ensinaram os primeiros passos na agricultura durante minha infância e que futuramente se tornaria a minha profissão.

Aos professores Dr. Luciano Colpo Gatiboni e Dr. Jackson Adriano Albuquerque, obrigado por todo apoio durante a condução do experimento e projeto e pela disponibilidade para atender e tirar dúvidas, além dos ensinamentos passados em aula.

Aos colegas do GEFOSC, obrigado por toda ajuda disponibilizada para a instalação e condução do experimento, além dos ensinamentos passados.

Aos demais colegas do pós-graduação e professores, pela amizade durante o período do Mestrado e Doutorado.

Ao amigo e colega Henrique Stockhausen por toda ajuda para realizar as análises e coletas durante o período de condução do experimento.

Aos amigos Bruno, Felipe, Leonardo, Luana, Maurício, Ricardo e Rodrigo pela amizade e pelos diversos momentos de confraternização durante esses sete anos em que estive em Lages.

À Universidade do Estado de Santa Catarina e ao Centro de Ciências Agroveterinárias o qual me possibilitou a oportunidade de cursar Agronomia, Mestrado e Doutorado em Ciência do Solo.

À EMBRAPA Suínos e Aves e em especial ao Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso pelas contribuições no projeto.

À CAPES pela bolsa de estudo concedida durante o período do curso de Doutorado.

RESUMO

As faixas vegetadas instaladas na cota inferior das áreas agrícolas atuam como filtros, reduzindo a perdas de água, nutrientes e sedimentos por escoamento superficial para áreas contíguas e consequentemente minimizando possíveis impactos ambientais. Com isso, o objetivo do trabalho foi avaliar o uso de faixa vegetada e seu comprimento, como estratégia para mitigação de perdas de fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn) por escoamento superficial em áreas com teor de P no solo acima dos limites ambientais e teores de Cu e Zn considerados altos para Santa Catarina. Para atender esse objetivo, foi instalado um experimento a campo no município de Lages, SC em uma área com declividade média de 11,5%. O experimento foi subdividido em: mitigação de perdas de P (avaliação 1) e mitigação de perdas de Cu e Zn (avaliação 2). Os teores de P, Cu e Zn no solo (Cambissolo húmico) foram elevados utilizando-se dejetos líquidos de suínos (DLS) e superfosfato triplo, incorporados na camada de 0,00 - 0,20 metros (m). As parcelas foram delimitadas por chapas galvanizadas, totalizando 12m² por parcela. Os tratamentos para a avaliação 1 foram: quatro comprimentos de faixas vegetadas (0, 1,5, 3,0 e 6,0 m), mais um tratamento de 3,0 m de faixa com reposição de P (reposição baseada na exportação das culturas agrícolas). Já para a avaliação 2, utilizou-se apenas os quatro comprimentos de faixa (0, 1,5, 3,0 e 6,0 m), sem parcela de reposição. Foram instaladas quatro repetições por tratamento, conduzido em delineamento de blocos casualizados. As faixas vegetadas foram plantadas na parte inferior da parcela, sendo cultivadas com capim-elefante. Na área acima da faixa foram cultivadas culturas agrícolas em sistema de plantio direto (aveia no inverno; soja/feijão no verão). O experimento foi conduzido de 1 de Agosto de 2019 a 15 de Dezembro de 2021, totalizando 867 dias de condução. Durante esse período foram realizadas 11 coletas de escoamento superficial, oito coletas de lixiviação, seis cortes das faixas vegetadas e quatro cultivos agrícolas. As avaliações realizadas nas culturas agrícolas e faixa vegetada foram: produção e taxa de exportação de nutrientes. O escoamento superficial de cada parcela foi conduzido/armazenado individualmente em uma bombona e o lixiviado foi coletado através de um lisímetro instalado na camada de 0,00 - 0,40 na parte inferior de cada parcela. As amostras coletas de escoamento e lixiviado foram analisadas quanto aos teores perdidos de P, Cu e Zn (solúveis e totais) e sedimentos (apenas no escoamento). Os comprimentos de faixas vegetadas testados no estudo não apresentaram redução no volume de escoamento superficial, entretanto a utilização da faixa vegetada promoveu o aumento na lixiviação de água no perfil, bem como os teores de P-solúvel e P-total. O primeiro comprimento de faixa de 1,5 m já foi suficiente para reduzir a perda de sedimentos em 70,3%. As faixas vegetadas de 1,5, 3,0 e 6,0 m reduziram as perdas de P-Total em 60, 46 e 72%, respectivamente. Para as perdas de Zn-total, houve redução em 71, 67 e 87% para a faixa de 1,5, 3,0 e 6,0 m, respectivamente. Para Cu, não houve perdas por escoamento superficial ou lixiviação, devido aos teores no solo estarem distante do limite crítico para transferência de Cu. A faixa vegetada cultivada com capim-elefante promoveu a mitigação das perdas de P-total, Zn-solúvel e total perdidos por escoamento superficial em área com teor de P acima do LCA-P e teor de Zn considerado alto.

Palavras-chave: Limites críticos ambientais; dejetos líquidos suíno; capim-elefante; metais pesados.

ABSTRACT

Vegetated filter strips installed on lower parts of crop fields act as filters, reducing water, nutrients, and sediment losses of surface runoff, and diminishing potential environmental impacts. The aim of this work was to evaluate the use of different lengths of vegetated strips, as a strategy to mitigate phosphorus (P), copper (Cu), and zinc (Zn) losses by surface runoff in areas with P levels above the critical environmental limit and Cu and Zn levels considered as high levels when compared to the Santa Catarina State region. To do so, an experiment was installed in the city of Lages, SC, in a area with a declivity mean of 11,5%. The experiment was divided as: losses mitigation of P (evaluation 1) and Cu and Zn losses mitigation (evaluation 2). The levels of P, Cu and Zn in the soil (Humic Cambisol) were elevated using liquid pig manure and triple superphosphate, incorporated into the 0.00 – 0.20 meters layer. The spaces were delimitedated using galvanized metallic sheets, totaling 12m² in each part. The treatments for the evaluation 1 were: four lengths of vegetated filter strips (0; 1.5; 3 and 6 meters) and another treatment of 3m filter strip with P replacement based on the agriculture crops. The evaluation 2 was composed by four lengths of vegetated strips (0; 1.5; 3 and 6 meters). Four repetitions per treatment were installed, conducted on randomized block design. The vegetated filter strips were planted in the lower part of the plot, which was cultivated with elephant-grass. In the upper part of the plot, agricultural crops were cultivated in no-tillage system (oat in the winter and beans and soy in the summer). The experiment was conducted from August 1st, 2019, to December 15th, 2021, totaling 867 days. During this period, were done 11 collect of surface runoff, 8 collect of leaching, 6 cuts on the vegetated strips and 4 cuts on the agricultural crops. The evaluations on the drops and the strips were: production and nutrient export rate. The surface runoff of each part was stored on specific bottles and the leaching was collected using a lysimeter, installed on the 0.00 – 0.40 meters layer, in its lower parts. The samples were analyzed according to the losses of P, Cu and Zn (soluble and total) and sediments (only for the runoff). The lengths of the vegetated strips did not present a reduction on the surface runoff volume, however, the using of the vegetated strips promoted the increasing on the water leaching, as well as the P (soluble) and P (total). The first length of 1.5m strip was enough to reduce the sediment losses by 70.3%. The vegetated strips of 1.5, 3 and 6 m reduced the P (total) losses by 60%, 46% and 72%, respectively. For the Zn-Total losses, there was a reduction of 71%, 67% and 86%, for the 1.5, 3 and 6 m, respectively. For the Cu evaluation, did not occurred losses due to surface runoff nor leaching, due to the soil levels were far from the critical limit for Cu transferring. The vegetated strip of elephant-grass promoted the mitigation of P-Total, Zn-Soluble and Zn-Total losses of surface runoff in the areas with P levels above the environmental critical limit and high levels of Zn.

Keywords: Environmental critical limits, liquid pig manure, elephant-grass; heavy metals.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Visão geral da área em julho de 2018, antes do início da implantação do experimento.	23
Figura 2 - Operações realizadas para elevação do nível de fósforo na camada de 0,00 - 0,20 m. Coleta do DLS na saída do biodigestor, município de Campos Novos (A), transporte do DLS até Lages (B), aplicação do DLS com máquina injetora (C), revolvimento da camada 0,0	27
Figura 3 - Parcela delimitadas por chapas galvanizadas e com área total de 12 m ² por parcela (A); visão geral da disposição das 20 parcelas instaladas com distância de 0,70 m entre parcelas (B).	28
Figura 4 - Adaptações realizadas no experimento para a coleta e armazenamento do escoamento gerado nas parcelas: trincheira construída para instalação das bombonas (A), bombonas de 120 litros instaladas para armazenamento do escoamento (B), balde de 20 litros instaladas no interior das bombonas para facilitar a coleta em escoamentos de menor volume (C) e escoamento superando a capacidade de armazenamento do balde (D).	29
Figura 5 - Modelo, dimensões e materiais utilizados para construção dos lisímetros instalados no experimento.	30
Figura 6 - Etapas da instalação dos lisímetros no experimento: montagem e preenchimento das camadas de solo (0,00 - 0,40 m) no interior dos lisímetros (A) e instalação dos lisímetros centralizados na parte inferior das parcelas (B e C).	31
Figura 7 - Plantio das faixas vegetadas em dezembro de 2018 na parte inferior de cada parcela (A) com a cultura do capim-elefante cultivar BRS Kurumi (B e C).	32
Figura 8 - Visão geral da área do experimento: início maio de 2018 (A), julho de 2019 (B) e março de 2020 (C).	33
Figura 9 - Manejo do capim-elefante: corte realizado à 0,10 m de altura do solo (A), massa verde retirada da parcela (B) e pesagem da massa verde em balança suspensa (C).	35
Figura 10 - Culturas agrícolas cultivadas no experimento: aveia-preta (A), soja (B), experimento em pousio (C) e feijão-carioca (D).	36
Figura 11 - Curva de sedimentos calibrado para o método do turbidímetro, com a finalidade da determinação do sedimento perdido no escoamento superficial.	38
Figura 12 - Precipitação mensal dos anos de condução do experimento e média mensal histórica para a cidade de Lages-SC.	41

Figura 13 - Escoamento superficial (A) e teor de fósforo na água de escoamento superficial (B) coletado durante a condução do experimento.....	42
Figura 14 - Total perdido de fósforo solúvel em água (A) e fósforo total (B) durante a condução do experimento.	43
Figura 15 - Sedimento total perdido (A) e quantidade de sedimento perdido por litro de escoamento superficial (B) durante a condução do experimento.	45
Figura 16 - Comparação* das perdas de fósforo solúvel em água, fósforo total e escoamento entre os tratamentos faixa de 3,0 metros e faixa de 3,0 metros + reposição de fósforo.....	46
Figura 17 - Lixiviação (A), fósforo solúvel (B) e fósforo total perdido (C) durante a condução do experimento.	47
Figura 18 - Média da produção de massa seca (A) e exportação de fósforo (B) nos seis cortes realizados nas faixas vegetadas durante a condução do experimento.	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais atributos físico-químicos da camada de 0,0 - 0,20 m do Cambissolo Húmico, antes da implantação do experimento.....	24
Tabela 2 - Caracterização dos principais atributos físico-químicos do dejetos líquido de suínos (DLS) aplicado no experimento.....	26
Tabela 3 - Teores de P na camada de 0,00 - 0,40 m no início do experimento em agosto de 2019 e no final em dezembro de 2021.....	39
Tabela 4 - Precipitação acumulada dos anos de 2019, 2020 e 2021, média anual histórica e precipitação total durante o período de condução do experimento em Lages-SC.	41
Tabela 5 - Comparação* das perdas de fósforo solúvel em água, fósforo total e total lixiviado entre os tratamentos faixa de 3,0 metros e faixa de 3,0 metros + reposição de fósforo.....	47
Tabela 6 - Produção de massa seca das faixas vegetadas por hectare nos seis cortes realizados durante a condução do experimento.	49
Tabela 7 - Exportação de fósforo na massa seca dos seis cortes realizados durante a condução do experimento.	49
Tabela 8 - Produção de grãos/massa seca das culturas agrícolas cultivadas durante o experimento.	50
Tabela 9 - Exportação de fósforo nos grãos e massa seca das culturas agrícolas cultivadas durante o experimento.	51

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	ELEVAÇÃO DOS NÍVEIS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO.....	17
2.2	PERDAS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO E OS PROBLEMAS AMBIENTAIS GERADOS.....	18
2.3	UTILIZAÇÃO E TIPOS DE FAIXAS VEGETADAS	20
2.4	CAPIM-ELEFANTE COMO ALTERNATIVA PARA COMPOSIÇÃO DE FAIXA VEGETADA.....	21
3	HIPÓTESE	22
4	OBJETIVO GERAL.....	22
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
5.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA E DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS.....	22
5.1.1	Elevação do teor de fósforo e implantação do experimento.....	24
5.1.2	Métodos de coleta de água, corte do capim-elefante e cultivo das culturas agrícolas	33
5.1.3	Condução do experimento em relação as coletas de solo e adubação	36
5.1.4	Análises laboratoriais das amostras de água, tecido vegetal e solo	37
5.1.5	Análise estatística dos dados	39
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
6.1	CARACTERIZAÇÃO DO TEOR DE FÓSFORO NO SOLO NA CAMADA DE 0,0 -0,40M APÓS A APLICAÇÃO DE DLS E SUPERFOSFATO TRIPLO	39
6.2	PRECIPITAÇÃO MENSAL, ANUAL E TOTAL OCORRIDA DURANTE O PERÍODO DE CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	40
6.3	ESCOAMENTO SUPERFICIAL, LIXIVIAÇÃO, PERDAS DE FÓSFORO E SEDIMENTOS	42
6.4	FÓSFORO EXPORTADO PELAS FAIXAS VEGETADAS E CULTURAS AGRÍCOLAS.....	48
7	CONCLUSÃO	52
	REFERÊNCIAS.....	52

APÊNDICE A - VALORES DE P-H₂O EM ÁGUA NA CAMADA DE 0,0 -0,40 M NO INÍCIO DO EXPERIMENTO EM AGOSTO DE 2019 E NO FINAL EM DEZEMBRO DE 2021.....	63
APENDICE B - TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA NA CAMADA DE 0,0 -0,40 M NO INÍCIO DO EXPERIMENTO EM AGOSTO DE 2019 E NO FINAL EM DEZEMBRO DE 2021.....	64

1 INTRODUÇÃO

A criação de animais em confinamento é uma alternativa para se conseguir produzir mais alimento em uma menor área. É uma estratégia que vem sendo adotada mundialmente para conseguir atender à crescente demanda mundial por alimentos, a qual demanda é impulsionada pelo crescimento populacional no Mundo, o que pode chegar a próximo de 11 bilhões de habitantes em 2100 (ONU, 2019).

No Brasil essas criações em confinamento também ocorrem, principalmente na região sul do país, a qual tem como destaque a avicultura e suinocultura (ROBINSON et al., 2014). O estado de Santa Catarina é o maior produtor nacional de suínos, sendo responsável por 31,6% da produção brasileira (ABPA, 2022). Entretanto, está elevada produção, associada ao sistema de confinamento, acaba gerando um problema, que é a grande quantidade de dejetos líquidos de suínos (DLS) concentrado nas unidades produtoras.

Além disso, boa parte das granjas no estado (SC) estão situadas muito próximas entre si e a maioria dos produtores possui pequenas propriedades rurais (ABCS, 2016), o que agrava a situação no que tange ao destino correto do DLS. O solo é a principal destino para o descarte dos dejetos, os quais servem como uma fonte de fertilizante, suprimindo em partes as necessidades das plantas (CASSOL et al., 2001; MORAES et al., 2014).

O grande volume de dejetos, proximidade entre as granjas e as sucessivas aplicações de DLS ao solo, culminam com a aplicação de excesso de nutrientes no solo. Dentre os nutrientes que comumente apresentam problemas por excesso de aplicação estão o nitrogênio (N), o fósforo (P) (BASSO et al., 2005; CERETTA, et al., 2005), cobre (Cu) e o zinco (Zn) (GIROTTI et al., 2010; TIECHER et al., 2013), sendo que para P boa parte das áreas apresentam valores superiores ao recomendado pelo Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) e teores de cobre e zinco considerados altos.

Visto que a maioria dos produtores adota o sistema plantio direto, onde os nutrientes e corretivos são aplicados na superfície do solo sem incorporação quando analisamos a camada superior do solo (0,0 – 0,10 m) os valores de P, Cu e Zn são ainda mais expressivos e preocupantes. Essa camada, apesar das vantagens do sistema plantio direto sobre o convencional, ainda é a mais susceptível a processos erosivos causados pela chuva (CERETTA et al., 2010).

Outro fator importante é que os processos erosivos são fortemente influenciados pelas condições de relevo e tendem a se potencializar em relevos declivosos principalmente devido ao menor tempo de infiltração da água no solo (MORBIDELLI et al., 2016), situação

comumente encontrada no estado de Santa Catarina, o qual possui atividade agrícola e pecuária em regiões com média de declividade de 22% (MARTINI, 2012).

Quando juntamos os três fatores, áreas com altos teores de P, Cu e Zn, maior acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo, aliado ao terreno declivoso temos áreas mais propensas a terem perdas de nutrientes e gerarem problemas ambientais (COGO et al., 2003; BASSO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015; DALL'ORSOLETTA et al., 2021.). Isso pode ser explicado pois, após eventos de precipitação que gerem escoamento, a água e os sedimentos ricos em P, Cu e Zn podem ser carregados para ambientes aquáticos, causando a elevação dos teores desses nutrientes no meio e posteriormente causando a eutrofização do ambiente (LOURENZI, et al., 2015; WITHERS, et al., 2019) e/ou acúmulo de metais pesados na água.

A eutrofização causa a proliferação excessiva de algas no ambiente aquático, causando diversos problemas para os seres vivos que dependem da água do local afetado (WANG; WANG, 2009). A população que pode ter seu abastecimento de água prejudicado, bem como seu meio de sobrevivência, no caso de pescadores e ribeirinhos, causado pela morte dos peixes ou comprometimento dos ambientes aquáticos (BRASIL, 2005; ANA, 2018).

Já o acúmulo de metais pesados como Cu e Zn no solo pode trazer toxidez para as plantas quando em excesso (CHAVES et al., 2010; TIECHER et al., 2016) e ainda favorecer sua transferência para água (BOSCO et al., 2008; FERREIRA et al., 2023), contaminando os ambientes aquáticos e tornando a água imprópria para consumo.

Devido a esses problemas, é de suma importância encontrar soluções não só para que não ocorra a elevação dos teores de P, Cu e Zn no solo acima dos limites críticos ambientais (GATIBONI, et al., 2015; MORAIS et al., 2021; MORAIS et al., 2022), mas também encontrar alternativas para minimizar as perdas de P, Cu e Zn para ambientes em que o problema já ocorra, ou seja, onde o teor desses nutrientes se encontra acima dos limites críticos (FATMA, 2014).

Dentre as alternativas possíveis para mitigar as perdas de P, Cu e Zn para outros ambientes, uma que vem sendo testada é a de utilização de faixas vegetadas, as quais são instaladas na cota mais baixa da área e servem como filtro para a água de escoamento. As faixas vegetadas diminuem a quantidade de sedimento perdidos e consequentemente minimizam a perdas de nutrientes para os ambientes contíguos (BLANCO-CANQUI, et al., 2004; BLANCO; LAL, 2010; BORTOLOZO et al., 2015; HAUKOS, 2016; WU et al., 2020). Entretanto, deve-se ressaltar, que o dimensionamento correto da largura da faixa vegetada é um dos fatores mais importante para que ocorra minimização na perda de sedimentos e nutrientes (LIU et al., 2008).

Além das faixas vegetadas reduzirem as perdas de nutrientes da área, as mesmas servem como forma de retenção e extração de nutrientes que estão em excesso no solo (HOFFMANN

et al., 2009). As plantas realizam a absorção dos nutrientes contidos no solo para seu desenvolvimento e formação de estruturas, assim, os nutrientes passam a fazer parte da massa vegetal da planta. A massa vegetal ao ser retirada da área exporta os nutrientes, diminuindo o teor no solo.

Para melhorar a eficiência das faixas vegetadas algumas características das plantas são necessárias. dentre elas apresentar um fácil cultivo, rápido crescimento, grande produção de massa seca por hectare (ha^{-1}), alta exportação de nutrientes, e se possível, ter alguma utilidade para o produtor. Uma planta que atende essas características é o capim-elefante, planta comumente encontrada em propriedades rurais e utilizada para alimentação animal (GOMIDE et al., 2015; PEREIRA; LÉDO; MACHADO, 2017).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ELEVAÇÃO DOS NÍVEIS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO EM ÁREAS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO SUÍNO

A utilização de dejetos para aumento da fertilidade do solo e nutrição de plantas é uma prática bastante utilizada pelos agricultores nas diversas regiões do mundo (ZHANG et al., 2020), sendo muitas vezes, uma alternativa econômica aos fertilizantes minerais.

A produção de grandes quantidades de dejetos geralmente está associada a criações de animais em confinamento. Dentre as atividades que geram quantidades expressivas de dejetos estão a avicultura (ex: camas de frango de corte e peru), gado de leite e corte em confinamento e a suinocultura.

A suinocultura gera grandes quantidades de dejetos líquidos suíno (DLS) durante o ciclo de produção e esse dejetos devido as suas características químicas e físicas se não aplicado nas doses corretas pode gerar problemas ambientais (FATMA, 2014). No Brasil, a atividade da suinocultura está mais concentrada na região sul do país, com destaque para o estado de Santa Catarina (ABCS, 2016; ABPA, 2022).

O estado de Santa Catarina é o maior produtor de carne suína no Brasil, sendo responsável por 31,6% da produção nacional (ABPA, 2022). A grande produção de suínos no estado, gera também uma grande concentração de DLS, a qual necessita ser descartada. O meio mais comum de descarte do DLS é o solo, sendo que o dejetos serve como forma de fertilizante para as culturas agrícolas, suprimindo em parte as necessidades das mesmas devido aos teores de nutrientes nele contido (CASSOL et al., 2012). A aplicação de DLS aumenta a produtividade das culturas agrícolas (PINTO et al., 2014) e de acordo com a dose, pode inclusive substituir a adubação tradicional (adubação mineral com NPK) (SEIDEL et al., 2010; MORAES et al., 2014).

Entretanto, a suinocultura no estado está concentrada em sua maioria em pequenas propriedades rurais, fazendo com que os produtores tenham pequena área para descarte do DLS. Além disso, outros fatores agravam a situação no estado, sendo eles a proximidade entre as granjas e a alta produção de suínos, como é o caso da região oeste de SC que concentra 70% do rebanho estadual (ABCS, 2016).

O DLS também apresenta alto teor de água o que encarece o transporte para regiões mais distante. Devido a isso, muitas vezes, o proprietário da granja acaba aplicando o dejetos no

solo em doses acima do que é recomendado para a maioria das culturas (CQFS-RS/SC, 2016; SBSC/NEPAR, 2017), causando a elevação dos teores dos nutrientes no solo.

A elevação dos teores dos nutrientes ocorre de forma mais rápida no sistema plantio direto, visto que o DLS é aplicado sobre a superfície do solo e o mesmo não é revolvido, o que acarreta o aumento dos teores na camada superficial (0,0 - 0,10 m) (SCHERER et al., 2010; CASSOL, et al., 2011; FORMENTINI et al., 2015). Dentre os nutrientes que mais preocupam para o meio ambiente estão o nitrogênio (N), fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn) (BASSO et al., 2005; CERETTA, et al., 2005; DA ROSA COUTO et al., 2016).

Entretanto, quando o solo é cultivado, o N é utilizado em grande quantidade pelas plantas diminuindo assim os riscos ambientais, além do mais, o N apresenta mobilidade no perfil do solo o que ocasiona uma distribuição e consequentemente uma diluição do teor do elemento no solo (GROHSKOPF et al., 2015).

O P, por ser um elemento de baixa mobilidade no solo e ter uma menor absorção pelas plantas quando comparado com o N, tende a permanecer na camada superficial em teor elevado (GATIBONI, et al., 2008; CASSOL, et al., 2012), ficando susceptível a causar problemas ambientais.

Já o cobre e o zinco são micronutrientes, entretanto teores de 0,4 e 0,5 mg dm⁻³ de cobre e zinco, respectivamente são considerados altos e suficientes para a maioria das culturas (CQFS-RS/SC, 2016). Com a constante aplicação de DLS nas áreas agrícolas, esses metais pesados tendem a se acumular no solo, interagindo com as frações da matéria orgânica, óxidos e com os minerais de argila (BRUNETTO et al., 2014; FORMENTINI et al., 2015; da ROSA COUTO et al., 2016; BENEDET et al., 2020).

2.2 PERDAS DE FÓSFORO, COBRE E ZINCO E OS PROBLEMAS AMBIENTAIS GERADOS

Em áreas com teores muito elevados de P, o mesmo passa a ser perdido junto com a água, e/ou adsorvidos aos sedimentos do solo, sendo a água responsável por transportar o P para outros ambientes (LOURENZI, et al., 2015).

O P transportado, pode ser depositado em dois ambientes: permanecer no ambiente terrestre ou chegar até um ambiente aquático. No ambiente terrestre, em um primeiro momento o mesmo pode funcionar como dreno, retendo o P perdido no solo e não causar problemas ambientais, entretanto com sucessivas deposições de P, o teor do nutriente no solo tende a elevar-se, ultrapassando o LCA-P e o meio antes considerado dreno, passa a ser uma fonte de

P a qual pode ser perdida para outros ambientes. Já em ambientes aquáticos naturais o teor de P geralmente é baixo, entretanto com a entrada de P provinda de outros ambientes o teor eleva-se e começa ocorrer o processo de eutrofização do meio (ANA, 2018).

A eutrofização é o crescimento rápido e excessivo de algas e plantas que utilizam a elevação dos teores dos nutrientes na água para se proliferar em especial N e P (WANG; WANG, 2009). Dentre os principais problemas da eutrofização para o meio aquático está a redução de luz e turbidez na água, aumento da matéria orgânica (MO) e a decomposição da MO causando a diminuição do oxigênio dissolvido na água. Essas alterações modificam o ambiente trazendo graves problemas ao meio, podendo causar a morte dos peixes e em casos mais extremos, dos demais organismos (MORAES, 2009). A água também passa a ser imprópria para o consumo humano e pode afetar a vida de pescadores e ribeirinhos que dependiam daquele local para sua sobrevivência (BRASIL, 2005).

Por isso, medidas que visam evitar que ocorram problemas ambientais com excesso de P, Cu e Zn se fazem necessárias. Para o estado de SC algumas propostas estão sendo utilizadas para o controle ambiental, dentre elas a determinação dos Limites Críticos Ambientais de Fósforo (LCA-P), a qual permite que os agricultores apliquem uma dose segura de DLS para o ambiente, levando em consideração o teor de fósforo e o teor de argila do solo (GATIBONI, et al., 2014; GATIBONI, et al., 2015). Recentemente, novos modelos têm incluído a declividade junto com o teor de argila para determinar a quantidade máxima de P permitida no solo, antes que ocorra problemas ambientais (DALL'ORSOLETTA et al., 2021).

Para Cu e Zn os estudos para estabelecer os limites críticos para cada solo levam em consideração além do teor de argila, o teor de matéria orgânica no solo (MORAIS et al., 2021; MORAIS et al., 2022). Todos esses trabalhos para a determinação dos limites críticos ambientais para P, Cu e Zn são essenciais para evitar que essas áreas ultrapassem esse limite e causem problemas ambientais. Entretanto, para locais onde o problema já ocorre, ou seja, o teor de P, Cu e Zn já estão acima do LCA, outras medidas são necessárias.

Para solos com o teor de P acima do LCA a Instrução Normativa 11 da FATMA ordena que o proprietário faça uso de medidas mitigatórias para diminuir de forma gradual o teor de P no solo (FATMA, 2014). Dentre as formas de mitigação que a normativa aponta está a utilização de plantas com elevada capacidade de extração e exportação de P (FATMA, 2014). Dentre a forma de mitigação de metais pesados no solo, a fitorremediação é uma forma mais barata e que pode ser aplicada *in situ* com posterior extração dos metais pela massa da planta.

Contudo, até o presente momento existem poucos estudos no Brasil referente a estes assuntos e faltam informações básicas para o produtor, como quais culturas/plantas utilizar, o

manejo a ser adotado, bem como os resultados e benefícios que essas técnicas podem trazer (VASCONCELLOS et al., 2012).

2.3 UTILIZAÇÃO E TIPOS DE FAIXAS VEGETADAS

As faixas vegetadas ou filtros vegetativos apresentam diversas funções e podem ser utilizadas de acordo com a necessidade do local. Entre as principais utilizações, as faixas têm sido testadas como soluções para diminuir a perda de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas em áreas agrícolas. (BLANCO-CANQUI, et al., 2004; BLANCO; LAL, 2010; AGUIAR, et al., 2015; BORTOLOZO et al., 2015; HAUKOS, 2016; WU et al., 2020).

As faixas vegetadas reduzem a perda de sedimentos principalmente devido a redução da velocidade de escoamento, fazendo com que o agente transportador (água) perca força e ocorra a sedimentação das partículas (DENG et al., 2011). Com a sedimentação ocorre a diminuição do teor de nutrientes perdidos podendo chegar a valores superiores a 80% (ZHANG et al., 2010; BORTOLOZO et al., 2015). A retenção de P em faixas vegetadas e matas ciliares podem chegar a taxas em torno de $128 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo o P-particulado retido em maior quantidade e o P-solúvel geralmente inferior a $0,5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (HOFFMANN et al., 2009).

Entretanto, deve-se ressaltar, que o dimensionamento correto da largura da faixa vegetada e o tipo de vegetação utilizado são fatores importantes para minimizar as perdas de sedimentos, nutrientes e água (LIU et al., 2008; AGUIAR JR. et al., 2015). Apesar de faixas maiores apresentarem maior potencial para mitigar impactos ambientais, faixas de até 10 m de largura tem demonstrados bons resultados quando comparada área da faixa, teores de nutrientes, água e sedimentos retidos em declividades entre 9 e 10% (LIU et al., 2008; BORTOLOZO et al., 2015).

Em relação a composição da vegetação das faixas vegetadas podem apresentar três tipos de vegetação, sendo elas, vegetação arbórea, arbustiva ou com composição de gramíneas, naturais (campos nativos) ou plantadas. As faixas com composição arbórea possuem maior eficiência na contenção de perdas de nutrientes (ZHANG et al., 2010) podendo chegar a valores próximos a 99,9 % para N e P, quando comparado a vegetação arbustiva (P= 66,4% e N = 83,9%), ou áreas com vegetação gramínea (P= 52,9% e N= 61,6%) (AGUIAR JR et al., 2015).

Contudo, devido ao crescimento mais lento, demoram mais para atingir essa eficiência e não podem ser removidas/exportadas tão facilmente como espécies de gramíneas. As espécies de gramíneas têm sido utilizadas em consórcio com espécies arbustivas (MANKIN et al., 2007)

ou separadas com sucesso para conter perdas de sedimentos, água e nutrientes (BLANCO-CANQUI, et al., 2004; BORTOLOZO et al., 2015).

2.4 CAPIM-ELEFANTE COMO ALTERNATIVA PARA COMPOSIÇÃO DE FAIXA VEGETADA

Conforme descrito anteriormente, os trabalhos desenvolvidos em outros países demonstram redução nos nutrientes perdidos por escoamento superficial após adição de faixas vegetadas, as quais servem como filtros, contendo e reduzindo as perdas de nutrientes e sedimentos (ABU-ZREIG et al., 2003; WU et al., 2020).

Entretanto, a maioria dos trabalhos utilizam espécies adaptadas para as condições locais onde os estudos foram realizados, podendo não servir para as condições brasileiras. Para isso, se faz necessário buscar alternativas de plantas para compor faixas vegetadas no Brasil.

Dentre as características necessárias/desejáveis para a planta compor a faixa vegetada e maximizar os benefícios estão apresentar um fácil cultivo, rápido crescimento e recobrimento da área, grande produção de massa seca ha^{-1} , boa exportação de nutrientes, e se possível, ter alguma utilidade para o produtor.

Uma planta que parece atender essas características é o capim-elefante, planta comumente encontrada em propriedades rurais no Brasil e utilizada para alimentação animal. O *Pennisetum purpureum*, Schum. (capim-elefante) apresenta boa adaptação climática as diversas regiões do país e tem sido utilizado em grande escala por diversos produtores, na forma de capineira, em regime de pastejo e como forragem conservada. Além disso, possui produção anual superior ao milho e sua produção possui menor custo, sendo, portanto, mais econômico (QUESADA et al., 2004; GOMIDE et al., 2015; PEREIRA; LÉDO; MACHADO, 2017).

Apesar da boa adaptação climática e aos diversos tipos de solo o capim-elefante é uma gramínea de verão classificada como uma cultura exigente de P e K (CQFS-RS/SC, 2016) e os níveis críticos de P na massa seca estimados em 0,13 % (MOREIRA et al., 2006). Alguns trabalhos têm utilizado o capim-elefante como planta fitorremediadora para extração de cobre e zinco no solo (ZHANG et al., 2010; ALVARENGA, 2015; OLIVEIRA et al., 2018).

No sul do país uma cultivar de capim-elefante que vem se destacando é a BRS Kurumi, desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), a cultura apresenta excelente produtividade, além de boa qualidade nutricional (GOMIDE et al., 2015). Estudos demonstram que a cultivar BRS Kurumi pode produzir aproximadamente 30 toneladas por hectare ano de massa seca (GOMIDE et al., 2011; PEREIRA; LÉDO; MACHADO, 2017).

Quando comparada com outras gramíneas a BRS KURUMI possui características desejáveis como maior crescimento de massa, maior ciclo de pastejo, menor período descanso, o que acaba resultando também em uma maior produção de forragem na estação de crescimento (CHAVES et al., 2013).

Estudos conduzidos na Embrapa Gado de Leite como capim-elefante BRS Kurumi mostraram que a taxa de acúmulo da forragem variou entre 120 e 170 kg MS.ha.dia⁻¹, com valor nutritivo chegando à proteína bruta de 18 a 20 % e coeficientes de digestibilidade entre 68 e 70 % (GOMIDE et al., 2015), além de apresenta menor teor de fibra em detergente neutro (60,35%) (CHAVES et al., 2016).

Devido à alta produção de massa seca a cultivar BRS Kurumi também apresenta uma grande exportação de nutrientes, podendo ser uma alternativa para o cultivo em faixas vegetadas com o objetivo de reduzir perdas de água, sedimentos, fósforo, cobre e zinco. Entretanto é importante que se desenvolva estudos para comprovar a eficiência da cultura, bem como saber o melhor comprimento de faixa, o qual atinja os objetivos desejados.

3 HIPÓTESE

A utilização de faixa vegetada cultivada com capim-elefante reduz a quantidade de fósforo, cobre e zinco perdidos por escoamento superficial, principalmente devido a retenção dos sedimentos e consequentemente das formas de fósforo, cobre e zinco associadas.

4 OBJETIVO GERAL

O objetivo do trabalho foi avaliar o uso de comprimentos de faixa vegetada com capim-elefante como estratégia para mitigação de perdas de fósforo, cobre e zinco para ambientes contíguos as áreas agrícolas, com teores de **P, Cu e Zn no solo acima dos Limites Críticos Ambientais (LCA).**

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA E DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS

Para atender o objetivo da tese um experimento a campo foi instalado na área da fazenda experimental da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), em Lages, SC

(27°44'54,11" de latitude e 50°05'08,09" de longitude, e 884 metros de altitude) (Figura 1). A área do experimento vinha sendo mantida sob pousio nos últimos anos sem interferência agrícola ou pecuária e se caracteriza por apresentar declividade média de 11,5% e solo classificado como Cambissolo Húmico Alumínicos (EMBRAPA 2018).

No primeiro semestre de 2016 foi realizada uma aplicação de calcário dolomítico em área total pertencente ao Grupo de Estudos do Fósforo em Santa Catarina (GEFOSC) (incluindo a área do experimento). O corretivo foi distribuído uniformemente na área e a dose teve como objetivo corrigir a acidez, elevar o pH próximo à 6,0 e elevar os níveis de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) no solo. Após a aplicação superficial do calcário, o mesmo foi incorporado na camada de 0,0 – 0,20 m do solo. A área permaneceu em pousio até 2018.

O clima da região é do tipo Cfb segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual em Lages é de 15,7°C, umidade relativa do ar média de 79% e precipitação anual de 1668 mm (Epagri/Ciram), com ocorrência de geadas no período de inverno (WREGE et al., 2011).

Figura 1 - Visão geral da área em julho de 2018, antes do início da implantação do experimento.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Os tratamentos foram compostos por quatro comprimentos de faixas vegetadas 0,0, 1,5, 3,0 e 6,0 m, mais um tratamento com 3,0 m de faixa, no qual foi realizado adubação de reposição

de P, baseada na exportação das culturas cultivadas. Para cada tratamento foram instaladas quatro repetições, totalizando 20 unidades amostrais. Também foi implantada uma parcela em área natural, com a finalidade de conhecer a perda de água, sedimentos e P no ambiente natural. O experimento foi conduzido em delineamento de blocos casualizados.

Antes do início da instalação do experimento foi realizada uma coleta de solo (abril de 2018) na camada 0,00 - 0,20 m para determinação dos principais atributos físico-químicos (Tabela 1), os quais foram determinados seguindo as metodologias descritas em Tedesco et al. (1995).

Tabela 1 - Principais atributos físico-químicos da camada de 0,0 - 0,20 m do Cambissolo Húmico, antes da implantação do experimento.

Atributos	Valores	Interpretação*
Argila (%)	29,1	3
Matéria Orgânica (%)	4,33	Médio
pH-H ₂ O	5,57	
pH-SMP	5,36	
Ca (cmol _c dm ⁻³)	6,53	Alto
Mg (cmol _c dm ⁻³)	4,36	Alto
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,38	
P (mg dm ⁻³)	6,84	Baixo
K (mg dm ⁻³)	184,61	Alto
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	9,09	
CTC efetiva (cmol _c dm ⁻³)	11,74	
CTC pH 7,0 (cmol _c dm ⁻³)	20,45	Alto
SB (cmol _c dm ⁻³)	11,36	
m (%)	3,24	
V (%)	55,54	

* interpretação segundo CQFS – RS/SC (2016).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

5.1.1 Elevação do teor de fósforo e implantação do experimento

O solo na área apresentava baixo teor de P e visto que o objetivo do trabalho foi testar o comprimento de faixa vegetada em áreas com teores de P acima do Limite Crítico Ambiental

(LCA-P), o primeiro passo do projeto foi elevar o teor de P acima deste limite, assim simulando uma situação semelhante a encontrada em algumas áreas de produtores de suínos, que realizam sucessivas aplicações de dejetos líquidos suínos (DLS) sem critérios da dose utilizada.

Para descobrir o LCA-P do solo, utilizou-se a equação proposta por Gatiboni et al., 2015, e incorporada na Instrução Normativa 11, que estabelece critérios para a atividade da suinocultura no estado de Santa Catarina (FATMA, 2014). A equação leva em consideração a porcentagem de argila do solo para determinar a capacidade de suporte de fósforo no solo antes de haver transferência para a solução. Como o solo do experimento apresenta 29,1 % de argila o LCA-P do solo foi de $69,1 \text{ mg P dm}^{-3}$.

Após obter o LCA-P, foi calculado a dose total de P_2O_5 para elevar o teor de P no solo para um valor entre 40 e 50% acima do LCA-P. A escolha do valor levou em consideração duas premissas: a primeira que para solos com teor de P 20% acima do LCA-P segundo a Instrução Normativa 11 (FATMA, 2014) medidas mitigatórias devem ser implementadas até que os teores de P sejam reduzidos aos níveis aceitáveis e dentre as medidas aconselhadas está a utilização de culturas de rápido crescimento e alta capacidade de extração de P. A segunda consideração foi que o teor de P no solo deveria se manter superior ao LCA-P durante a condução do experimento, não havendo necessidade de novas aplicações de P.

O cálculo levou em consideração que para elevar 1 mg dm^{-3} de P por hectare na camada de 0 – 0,20 m no solo do experimento era necessário a aplicação de $26 \text{ kg de P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ (MUMBACH et al., 2020). A dose total aplicada foi de 2625 kg ha^{-1} de P_2O_5 para elevar o teor de P entre 100 e 110 mg dm^{-3} na camada de 0 – 0,20 m.

Para a elevação do teor de P no solo no primeiro momento foi utilizado DLS, coletado próximo à saída de um biodigestor (Figura 2A e 2B), proveniente de uma granja de suínos (Unidade Produtora de Leitões -UPL) da Cooperativa Copercampos, situada no município de Campos Novos, SC. A coleta foi realizada no biodigestor para obter um material de maior densidade, com maior concentração de P e menor teor de umidade, características desejadas para aplicação na área do experimento.

Uma amostra homogenea do DLS foi coletada para caracterização dos principais atributos físico-químicos do DLS (Tabela 2) e da determinação da dose de nitrogênio, fósforo e potássio aplicada na área do experimento.

Tabela 2 - Caracterização dos principais atributos físico-químicos do dejetto líquido de suínos (DLS) aplicado no experimento.

Densidade (kg/m ³)	Matéria Seca (%)	N (kg/m ³)	P ₂ O ₅ (kg/m ³)	K ₂ O (kg/m ³)
1,031	6,65	6,29	6,19	1,61
.....Dose de Dejetto (m ³ /ha)kg/ha.....		
214		1346	1325	345

Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

O dejetto foi aplicado na área em julho de 2018 com máquina injetora de dejetto líquido (Figura 2C), a qual foi utilizada para evitar perdas por escoamento superficial devido ao grande volume aplicado e manter assim, a distribuição homogênea de DLS na área. Foram aplicados aproximadamente 16 m³ de DLS na área de 750 m², totalizando uma dose de dejetto de 214 m³ ha⁻¹, sendo que a dose de P aplicada com o dejetto foi de 1325 kg de P₂O₅ ha⁻¹.

Após a aplicação, a área ficou em repouso por sete dias para diminuir a umidade do solo devido à aplicação do DLS, posteriormente o DLS foi incorporado na camada de 0,00 – 0,20 m, por meio de duas gradagem realizadas com auxílio de uma grade aradora de discos (Figura 2D).

Uma amostra de solo foi coletada após 15 dias da incorporação do DLS para determinação do teor de P na camada de 0,00 – 0,20 m. A aplicação do DLS elevou o teor de P na camada de 0,00 – 0,20 m de 6,84 mg dm⁻³ para 62,36 mg dm⁻³ teor próximo do esperado devido a dose aplicada de P₂O₅ e a quantidade necessária de P₂O₅ para elevar 1 mg dm⁻³ por hectare na camada de 0,00 – 0,20 m.

Baseado no novo teor de P no solo (após a aplicação do DLS) foi calculado a dose restante necessária para se atingir 40 a 50% acima do LCA-P. A dose aplicada de P₂O₅ com superfosfato triplo na área foi de 1300 kg ha⁻¹ de P₂O₅.

A aplicação de superfosfato triplo foi realizada de forma manual, dividindo a área em quadrantes (Figura 2E) para uma distribuição mais homogênea do fertilizante, após a aplicação, o mesmo foi incorporado na camada de 0 – 0,20 m, por meio de duas gradagem realizadas com auxílio de uma grade aradora de discos. Para corrigir imperfeições da área decorrentes das operações de preparo (reduzir o tamanho dos torções) e tornar a superfície mais homogênea foram realizadas duas gradagem com grade niveladora (Figura 2F e 2G).

No mesmo dia, foi semeado a lãço aveia-preta (cultivar Embrapa 139) com a finalidade de cobrir o solo e estabilizar o mesmo, evitando perdas por escoamento superficial.

Figura 2 - Operações realizadas para elevação do nível de fósforo na camada de 0,00 - 0,20 m. Coleta do DLS na saída do biodigestor, município de Campos Novos (A), transporte do DLS até Lages (B), aplicação do DLS com máquina injetora (C), revolvimento da camada 0,0



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

Para a delimitação das parcelas do experimento, foram utilizadas chapas galvanizadas nº 20 com 0,20 m de altura, cravadas/fixadas a 0,12 m de profundidade. A dimensão de cada parcela foi de um metro de largura por 12 m de comprimento, totalizando uma área total de 12 m² por parcela (Figura 3A). O espaçamento deixado entre uma parcela e outra foi de 0,70 m (Figura 3B). Na parte inferior de cada parcela foi instalado um funil com propósito de direcionar a água e os sedimentos escoados para uma bombona plástica de 120 litros, após os eventos de chuva.

Figura 3 - Parcela delimitadas por chapas galvanizadas e com área total de 12 m² por parcela (A); visão geral da disposição das 20 parcelas instaladas com distância de 0,70 m entre parcelas (B).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

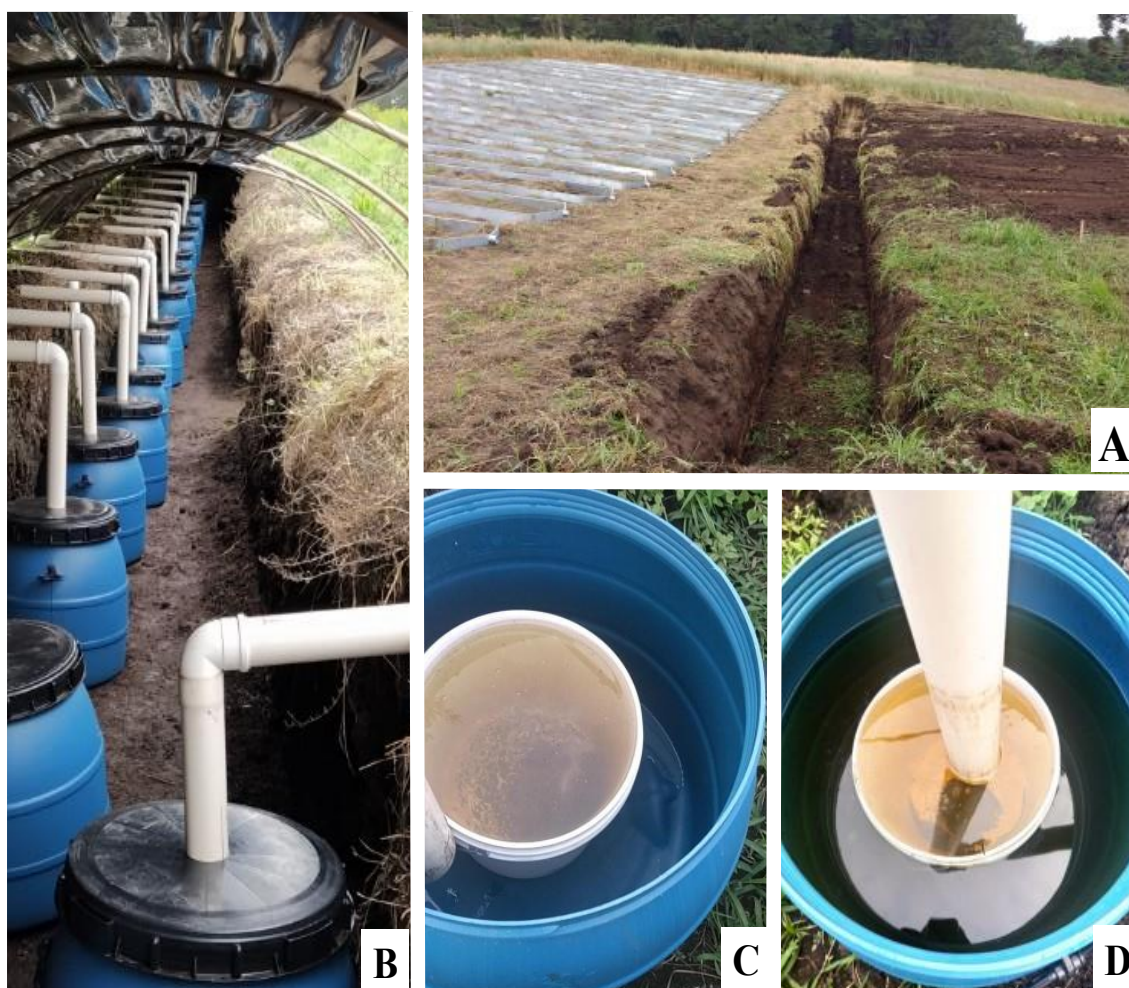
As bombonas foram acomodadas em uma trincheira, construída com auxílio de uma retroescavadeira hidráulica nas dimensões de 1,30 m de profundidade por 1,20 m de largura e 35,0 m de comprimento (Figura 4A). Para conduzir o escoamento das parcelas até as bombonas, utilizou-se canos de PVC 75 mm conectando-se uma extremidade no bocal do funil e a outra extremidade na parte superior da bombona.

Foram instaladas no total 21 bombonas, uma para cada parcela (Figura 4B). No interior de cada bombona foi adicionado um balde plástico de 20 litros (Figura 4C) para facilitar a medição do volume escoado em eventos de menor precipitação e que consequentemente geraram menor escoamento superficial. Para eventos com maior volume de escoamento e que

proporcionassem o transbordamento do balde o volume máximo de armazenamento ficou delimitada pela capacidade da bombona (120 litros) (Figura 4D).

Para reduzir a incidência de chuva e sol sobre as bombonas e possíveis alterações nas amostras coletas foi construído um túnel de cobertura sobre a trincheira. Para a cobertura do túnel utilizou-se lona plástica de 200 micras e fitilhos de borracha para fixação da lona.

Figura 4 - Adaptações realizadas no experimento para a coleta e armazenamento do escoamento gerado nas parcelas: trincheira construída para instalação das bombonas (A), bombonas de 120 litros instaladas para armazenamento do escoamento (B), balde de 20 litros instaladas no interior das bombonas para facilitar a coleta em escoamentos de menor volume (C) e escoamento superando a capacidade de armazenamento do balde (D).

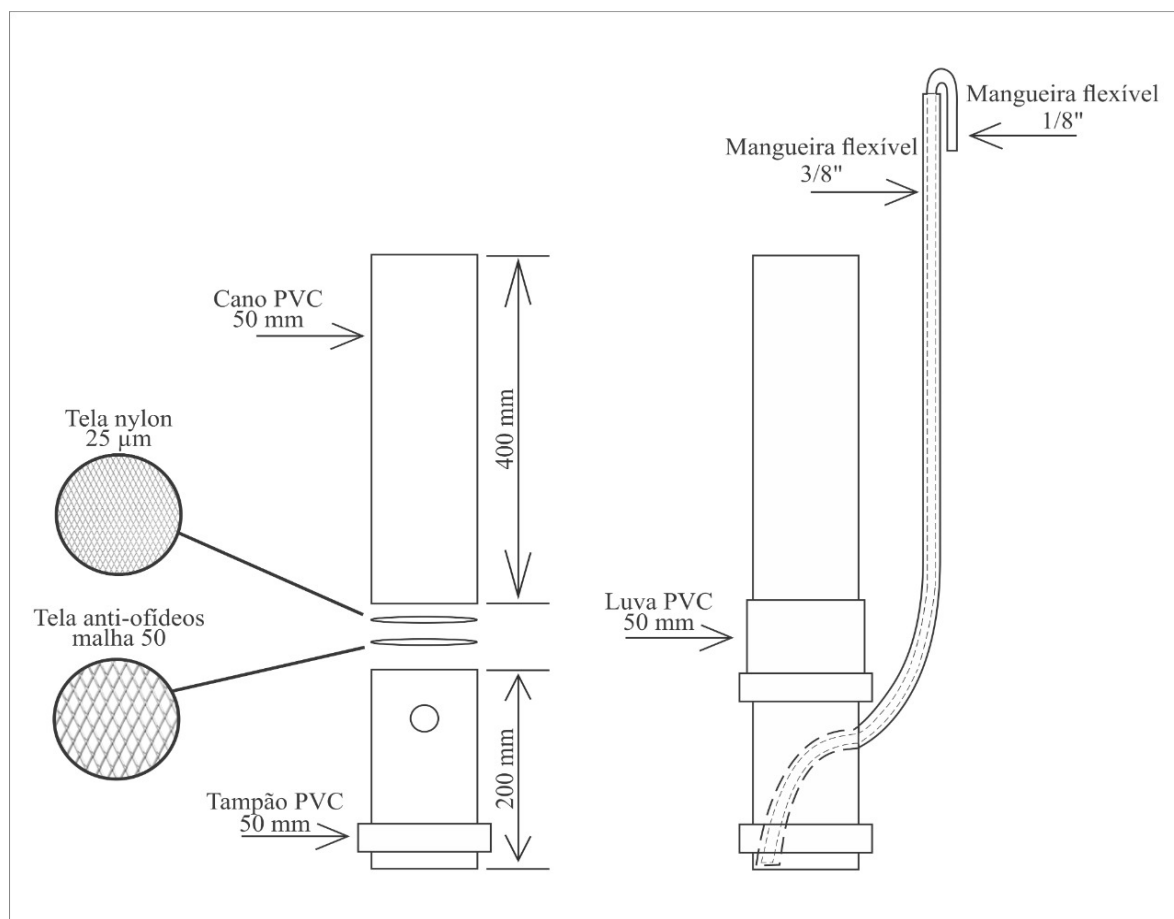


Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Além do escoamento superficial das parcelas, também foram instalados lisímetros com a finalidade de coletar uma parte da solução lixiviada na camada de 0,0 – 0,40 m do perfil do solo, sendo instalado um lisímetro por parcela. Para construção dos lisímetros foram utilizados

os seguintes materiais: cano, luva e tampão de PVC de 50mm, mangueira transparente flexível 3/8 e 1/8, tela anti-afídeos malha 50 (0,26 x 0,91 mm) e tela de nylon com abertura de 25 μm (Figura 5).

Figura 5 - Modelo, dimensões e materiais utilizados para construção dos lisímetros instalados no experimento.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Para compor as camadas de solo no interior dos lisímetros e para que as mesmas obtivessem a mesma densidade do solo do restante do experimento realizou-se primeiro a determinação da densidade a campo. Para isso, utilizou-se anéis de aço com volume interno de 75 cm³. Foram determinadas as densidades das camadas de 0,0 – 0,10 m, 0,10 – 0,20 m, 0,20 – 0,30 m e 0,30 - 0,40 m, através de 4 repetições por camada. Após a coleta os anéis foram limpos e imediatamente pesados para a determinação da densidade com o solo úmido.

No mesmo dia, com auxílio de um trado holandês de 75 mm de diâmetro foram coletadas as amostras de solo de cada parcela, separando-se as camadas a cada 0,10 m, até atingir 0,40 m de profundidade. O solo foi coletado justamente onde posteriormente seria instalado o lisímetro

na parcela. As camadas foram identificadas, colocadas em sacos plásticos, fechados e acondicionados em local sombreado para não perder a umidade. A umidade do solo foi mantida nas amostras para não haver diferença no valor da densidade determinada a campo.

Através do valor de densidade obtido a campo calculou-se a massa de solo necessária para atingir a densidade desejada em cada camada de 0,10 m. Para adicionar o solo nos lisímetros, iniciou-se o preenchimento da ordem da camada mais profunda (0,30 - 0,40 m) até a camada superficial (0,00 - 0,10 m). O solo foi sendo colocado nos lisímetros e com auxílio de um “socador” o solo foi pressionado até atingir a densidade necessária. O procedimento foi realizado com extremo cuidado para não haver compactação das camadas.

Após o preenchimento dos lisímetros com as camadas de solo os mesmos foram instalados na parte inferior de cada parcela, a 0,40 m de profundidade, centralizados e distantes 0,50 m da saída do funil de cada parcela (Figura 6B e 6C).

Figura 6 - Etapas da instalação dos lisímetros no experimento: montagem e preenchimento das camadas de solo (0,00 - 0,40 m) no interior dos lisímetros (A) e instalação dos lisímetros centralizados na parte inferior das parcelas (B e C).



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

As faixas vegetadas foram plantadas em 05 de dezembro de 2018 na parte inferior de cada parcela (Figura 7A), sendo cultivadas com capim-elefante (cultivar Embrapa BRS Kurumi) (Figura 7B e 7C).

As mudas foram adquiridas na Epagri no município de Ituporanga, SC e os colmos foram cortadas com 0,15 - 0,20 m observando-se a presença de pelo menos três gemas vegetativas. Foram plantadas três mudas por linha, com um espaçamento de 0,50 m entre linha. Após 15 dias foi realizado um replantio das mudas que não apresentavam brotações.

Figura 7 - Plantio das faixas vegetadas em dezembro de 2018 na parte inferior de cada parcela (A) com a cultura do capim-elefante cultivar BRS Kurumi (B e C).



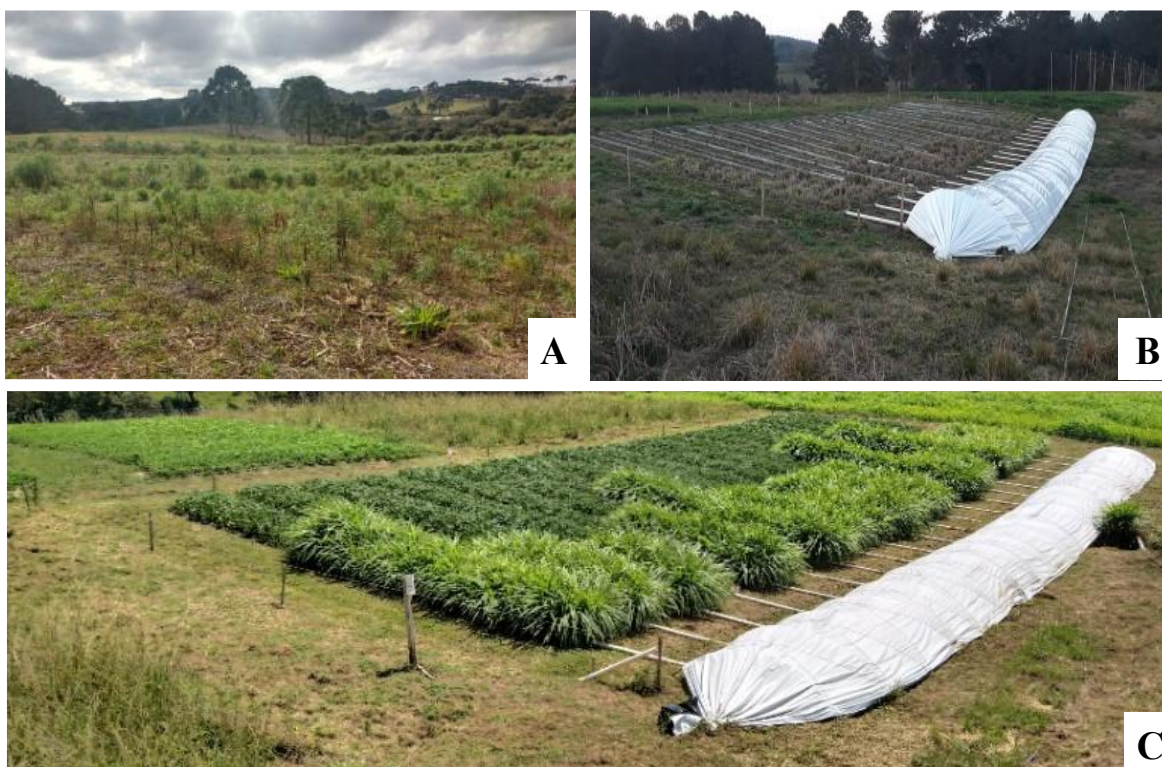
Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Após o plantio das faixas, o primeiro cultivo de verão foi conduzido com feijão-preto (BRS Campeiro), devido a instalação do experimento e a menor janela de plantio, o que impossibilitou o cultivo de soja na área. O feijão foi semeado em 19 de dezembro de 2018 e a colheita ocorreu aos 95 dias após o plantio. Toda a produção da parcela foi pesada e retirou-se uma amostra para correção da umidade, cálculo da produção total da parcela e posterior análise dos nutrientes exportados.

No início do mês de julho de 2019 foi realizada uma coleta de solo em todas as parcelas na camada de 0,00 - 0,40 m de profundidade, as camadas foram coletadas a cada 0,10 m e as parcelas foram divididas em área agrícola e área da faixa vegetada, gerando duas amostras por parcela (uma da área agrícola e uma da área da faixa).

A coleta de solo na camada 0,00 – 0,40 m caracterizou o final da instalação do experimento, o qual teve início em maio de 2018 (coleta de solo para caracterização inicial na camada 0,00 - 0,20 m) (Figura 8A) e foi finalizado em julho de 2019 (coleta de solo na camada 0,00 - 0,40 m) (Figura 8B). Na figura 8 C é possível ver a visão geral do experimento em março de 2020.

Figura 8 - Visão geral da área do experimento: início maio de 2018 (A), julho de 2019 (B) e março de 2020 (C).



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

5.1.2 Métodos de coleta de água, corte do capim-elefante e cultivo das culturas agrícolas

As coletas de água foram realizadas após os eventos de chuva com precipitação capaz de promover escoamento superficial para as bombonas/baldes ou lixiviação nos lisímetros. O volume de solução contido dentro de cada bombona/balde foi medido com auxílio de uma régua graduada de PVC quando em altura de lâmina de água maior que 2,1 cm ou com auxílio de uma proveta quando em altura menor que 2,1 cm.

Para converter a altura da lâmina de água em volume total escoado realizou-se previamente em laboratório a calibração do balde, adicionando-se volumes conhecidos de água

no balde e com auxílio da régua graduada obteve-se as alturas, posteriormente gerando a equação (1):

$$y = -0,7419 + 0,6032x \quad (1)$$

Após realizado a medição da altura da lâmina de água, o volume de cada balde foi agitado e homogeneizado com um bastão e amostras de 250 ml de solução foram coletas e armazenadas em potes plásticos para posterior análise dos elementos e sedimentos perdidos. A solução contida em cada lisímetro foi coletada realizando-se sucção da solução com auxílio de uma seringa plástica de 60 ml, o volume foi quantificado em proveta e uma amostra de até 250 ml por lisímetro foi coletada para análise. Após as coletas, os baldes e os lisímetros foram limpos para evitar contaminação das futuras amostras. As amostras de escoamento foram mantidas em ambiente refrigerado a 4°C até a realização das análises.

Para o capim-elefante foi realizado o corte toda vez que o capim atingiu 1,30 m de altura, sendo o corte realizado à 0,10 m de altura do solo (Figura 9A) com auxílio de um facão. Toda a massa verde produzida pelo capim foi retirada da parcela (Figura 9B) e pesada a campo em balança digital suspensa (Figura 9C) e uma amostra de aproximadamente 1,0 kg foi separada para determinação da massa seca e dos teores de nutrientes exportados no tecido.

Figura 9 - Manejo do capim-elefante: corte realizado à 0,10 m de altura do solo (A), massa verde retirada da parcela (B) e pesagem da massa verde em balança suspensa (C).

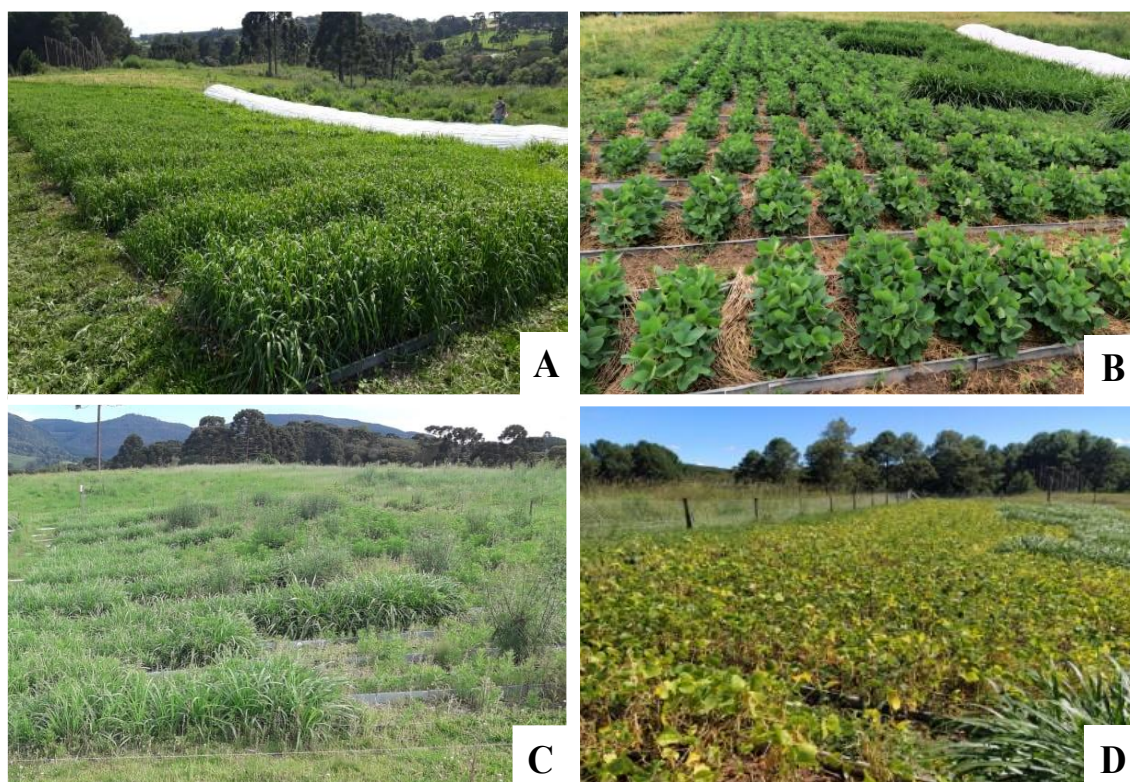


Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Em relação as culturas agrícolas cultivadas acima da área da faixa vegetada, foi realizado no ciclo de 2019 o cultivo com aveia-preta (cultivar Embrapa 139, densidade de semeadura 100 kg ha^{-1}) no inverno (Figura 10A), com a finalidade de cobertura do solo (não sendo realizados cortes e exportações) e no verão 2019/2020 o cultivo de soja (cultivar Nidera 5909 RR, densidade de 300 mil sementes ha^{-1}) com a finalidade de produção de grãos (Figura 10B). Em 2020 no inverno o experimento permaneceu em pousio (Figura 10C), devido aos problemas causados pela COVID-19 e no verão 2020/2021 foi cultivado feijão-carioca (cultivar BRS Estilo, densidade de 300 mil sementes ha^{-1}) (Figura 9D). O último cultivo agrícola foi realizado no inverno de 2021 com aveia-preta (cultivar Embrapa 139, densidade de semeadura 100 kg ha^{-1}), a qual foi cortado aos 95 dias após o plantio, simulando um corte para produção de feno.

Ao final de cada ciclo foi analisado a produção de grãos (feijão/soja) e massa seca (aveia-preta), além dos teores de nutrientes exportados.

Figura 10 - Culturas agrícolas cultivadas no experimento: aveia-preta (A), soja (B), experimento em pousio (C) e feijão-carioca (D).



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

As amostras de tecido vegetal (capim-elefante e aveia) e dos grãos (feijão e soja) foram secas em estufa de ventilação forçada à 60° C até atingirem massa constante, após foram pesadas para determinação da massa seca e correção da massa verde pesada no campo. As amostras de capim-elefante foram moídas em moinho tipo “Willey” e armazenadas para posterior análise dos teores nutricionais.

5.1.3 Condução do experimento em relação as coletas de solo e adubação

Após instado o experimento a primeira coleta de solo, foi em julho de 2019 na qual, realizou-se uma coleta de solo em todas as parcelas na camada de 0,00 - 0,40 m de profundidade, as camadas foram coletadas a cada 0,10 m e as parcelas foram divididas em área agrícola e área da faixa vegetada. No final do experimento (dezembro de 2021), foi realizado novamente a coleta na camada de 0,00 – 0,40 m, para caracterização final do solo do experimento.

As coletas de solo durante a condução do experimento foram realizadas sempre ao final do ciclo de cultivo, sendo coletada uma amostra por parcela, referente a área agrícola da parcela, as coletas foram realizadas na camada de 0,00 - 0,10 m, devido ao sistema de manejo (plantio direto). As amostras foram secas em estufa de ventilação forçada à 60° até atingirem massa constante, após foram moídas em moinho de martelo na fração terra fina seca ao ar, sendo analisadas quanto aos principais atributos químicos e os resultados foram utilizados para calcular as doses de N e K para os cultivos quando necessário.

A adubação com N e K para as culturas da soja e do feijão utilizadas no experimento seguiram as recomendações técnicas descritas no Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS, 2016). Em relação a adubação de P, apenas o tratamento com 3,0 m de faixa + reposição de P recebeu adubação de reposição. A adubação neste tratamento foi exclusiva na área agrícola da parcela (excluindo-se a faixa vegetada).

Na área das faixas vegetadas foram realizadas adubações de N e K e as doses utilizadas foram as mesmas utilizadas para reposição das culturas de verão (soja/feijão). O objetivo de a dose ser igual para as culturas agrícolas e as faixas foi de tornar a operação mais prática para o produtor. Assim, o agricultor apenas precisaria calibrar o equipamento para a cultura de maior interesse, ou seja, a cultura agrícola.

5.1.4 Análises laboratoriais das amostras de água, tecido vegetal e solo

As amostras de água/solução coletas do escoamento e da lixiviação foram analisadas quanto as frações de fósforo dissolvido em água (P-H₂O) ou P-solúvel (P-solúvel) e fósforo total (P-Total) e sedimentos perdidos em cada amostra. O P-solúvel representa as formas de fósforo dissolvidas na solução e reativas ao método colorimétrico de Murphy e Riley (1962).

Para a determinação de P-solúvel, as amostras foram agitadas em agitador magnético e uma alíquota de 15 ml de cada amostra foi filtrada, utilizando-se uma membrana de acetato de celulose (0,45 µm) e a solução resultante foi analisada por método colorimétrico (MURPHY & RILEY, 1962).

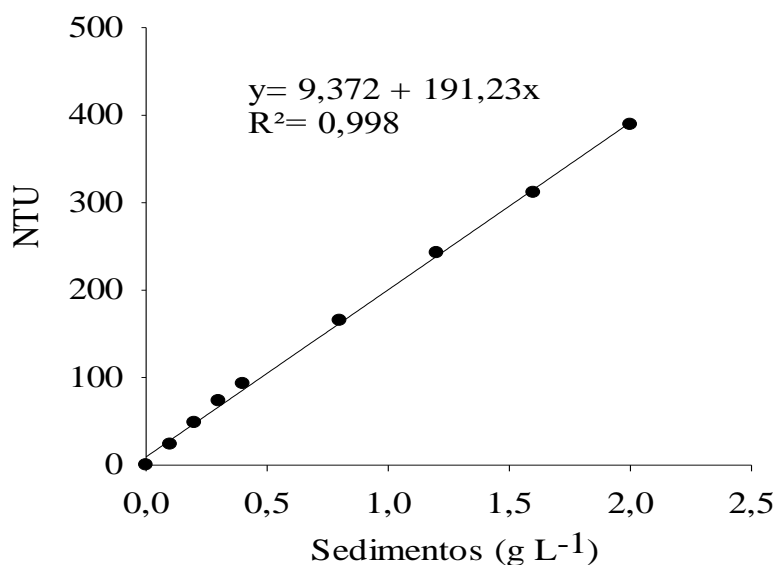
Para a análise do P-total, as amostras foram agitadas e uma alíquota de 10 ml por amostra foi retirada e colocada em tubo de digestão, adicionou-se persulfato de potássio (K₂S₂O₈), ácido sulfúrico 30% (H₂SO₄) e em seguidas as amostras foram autoclaves por 30 min sob pressão de 120 kPa (4500-P; APHA, 2005). Após atingirem temperatura ambiente o volume do extrato da digestão foi aferido para 25 ml e o P-total foi determinado pelo método

colorimétrico (MURPHY & RILEY, 1962). As leituras das amostras de ambas as frações de P (P-solúvel e P-Total) foram realizadas em um espectrofotômetro de absorção molecular de duplo feixe (SHIMADZU, UV-1800) utilizando-se como comprimento de onda 882nm.

As amostras de tecido vegetal passaram por digestão sulfúrica seguindo método descrito em Tedesco et al. (1995). O teor de P foi analisado seguindo a metodologia de Murphy & Riley (1962). Com o teor conhecido foi calculado as taxas de exportações de P, para as culturas agrícolas e faixa vegetada (capim-elefante). Para as amostras de solo foram realizadas análises dos teores de Ca, Mg, Al trocável e pH-H₂O e pH-SMP, de acordo com metodologia propostas por Tedesco et al. (1995) e para K e P as amostras foram extraídas por Mehlich-1 (MEHLICH, 1978) e P determinado por colorimetria em espectrofotômetro de absorção molecular segundo a metodologia de Murphy & Riley (1962).

A concentração de sedimentos no escoamento foi determinada a partir de medidas de turbidez feitas em turbidímetro de bancada (Policontrol AP2000). Para a correta determinação da concentração de sedimentos foi criada uma curva de calibração para o turbidímetro com o próprio solo do experimento na camada de 0,0 a 2,5 cm e posteriormente foi gerada a equação com a quantidade de sedimentos e as leituras NTU (Figura 11) (MINELLA et al., 2008).

Figura 11 - Curva de sedimentos calibrado para o método do turbidímetro, com a finalidade da determinação do sedimento perdido no escoamento superficial.



Fonte: Elaborado pelo autor (2020).

		Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21
(m)		----- mg/dm ⁻³ -----									
Agrícola	0,0-0,1	191,9	142,8	202,5	130,9	224,2	160,1	234,3	184,4	218,4	180,6
	0,1-0,2	15,4	23,5	43,4	43,3	41,6	30,7	42,2	16,5	51,2	45,0
	0,2-0,3	8,8	3,1	9,3	5,6	11,2	2,5	13,9	3,5	10,6	3,5
	0,3-0,4	2,9	2,5	3,0	2,0	2,4	1,7	4,1	2,1	2,5	2,1
Faixa	0,0-0,1	209,2	159,1	229,8	153,7	224,0	177,8	227,2	153,2	217,0	159,2
	0,1-0,2	25,7	30,2	67,7	34,9	74,3	56,5	61,0	21,4	81,3	43,6
Vegetada	0,2-0,3	11,6	2,4	9,7	4,1	13,0	4,3	13,4	3,1	12,4	8,8
	0,3-0,4	2,8	1,7	3,3	1,6	4,1	1,8	3,1	1,7	3,7	1,5

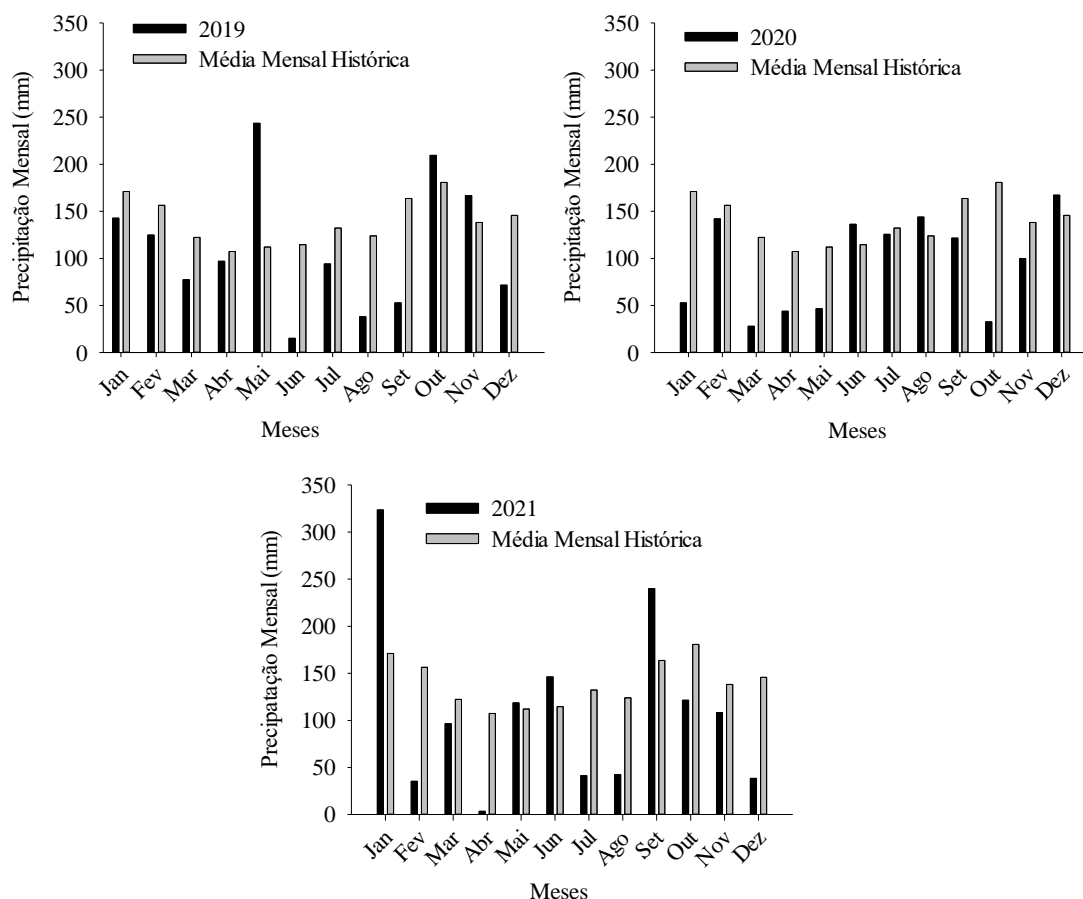
Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Após o período de condução do experimento, os teores de P encontrados na segunda coleta, demonstram uma redução média de 58 mg dm⁻³ de P na camada de 0,00 - 0,10 m, redução essa devido a extração de P realizada pela exportação da massa seca/grãos das culturas agrícolas e faixa vegetada. Além disso, as perdas de água por escoamento superficial e lixiviação contribuem para redução do teor de P na camada superficial do solo. Para a camada de 0,10 -0,20 m apenas o tratamento sem faixa apresentou aumento do teor em relação a primeira coleta, tanto na parte superior da parcela quanto na parte inferior.

6.2 PRECIPITAÇÃO MENSAL, ANUAL E TOTAL OCORRIDA DURANTE O PERÍODO DE CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

A precipitação média anual para a cidade de Lages-SC segundo os dados históricos da Epagri/Ciram é de aproximadamente 1668 mm por ano, com destaque para os meses de outubro, janeiro, setembro e fevereiro, os quais apresentam as maiores precipitações mensais. Em 2019 e 2020, nove meses apresentaram precipitação abaixo da média mensal histórica, em 2021, foram oito meses (Figura 12).

Figura 12 - Precipitação mensal dos anos de condução do experimento e média mensal histórica para a cidade de Lages-SC.



Fonte: Elaborado pelo autor com base de dados climáticos fornecidos pela Epagri/Ciram, SC (2022).

A precipitação acumulada por ano durante os três anos de condução do experimento ficou abaixo da média histórica para os três períodos, sendo 20, 31,6 e 21% menor para os anos 2019, 2020 e 2021, respectivamente (Tabela 4). Os dados são reflexos da estiagem que a região sul do Brasil tem enfrentado nas últimas safras. A soma da precipitação total incidente no experimento durante o período de condução de agosto de 2019 até dezembro de 2021) foi de aproximadamente 3000 mm.

Tabela 4 - Precipitação acumulada dos anos de 2019, 2020 e 2021, média anual histórica e precipitação total durante o período de condução do experimento em Lages-SC.

Local	1º ano 2019	2º ano 2020	3º ano 2021	Média Anual Histórica	Soma Total*
Lages/SCmm.....				

1334

1141

1316

1668

2996

*Soma total da precipitação referente ao período de condução do experimento (agosto de 2019 até dezembro de 2021).

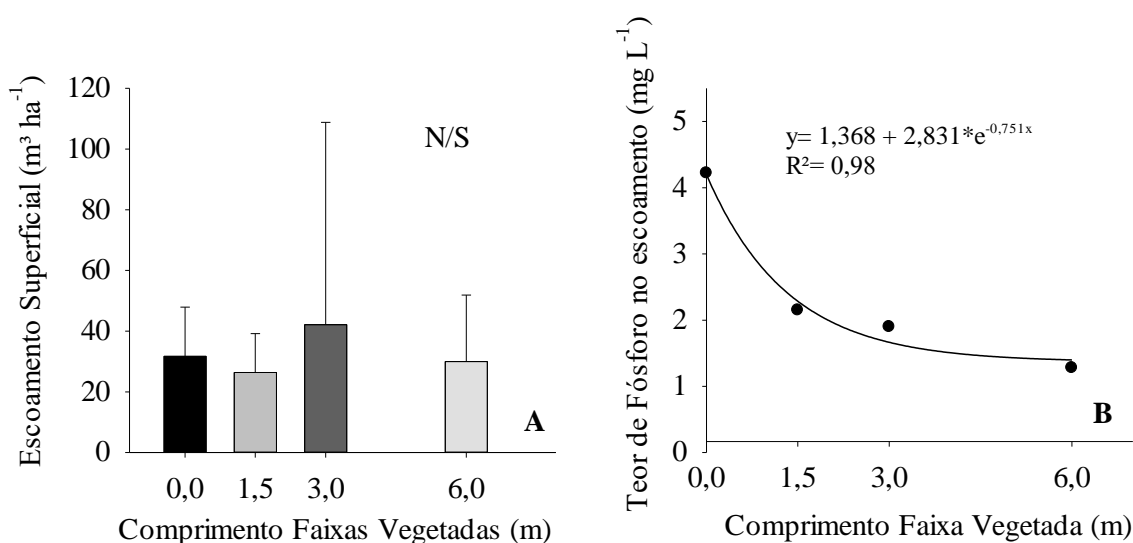
Fonte: Elaborado pelo autor com dados climáticos fornecidos pela Epagri/Ciram, SC (2022).

6.3 ESCOAMENTO SUPERFICIAL, LIXIVIAÇÃO, PERDAS DE FÓSFORO E SEDIMENTOS

A utilização da faixa vegetada não apresentou efeito significativo na redução do escoamento superficial (Figura 13 A) durante a condução do experimento, os valores totais escoados nos tratamentos foram: 31,7, 26,4, 42,13 e 30,02 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ para o tratamento sem faixa, 1,5, 3,0 e 6,0 m de faixa, respectivamente. Em relação ao valor total de precipitação ao longo do experimento (2996 mm), o valor escoado representa apenas uma média de 0,12% do total precipitado. Entretanto, esses valores são similares aos encontrados por GRANDO et al. (2021) ao avaliar o escoamento superficial em um Cambissolo cultivado com Tifton 85. Os autores destacam que de toda a precipitação, apenas 0,14% resultaram em escoamento superficial.

Para o teor de fósforo perdido por litro de escoamento superficial (Figura 13 B) a utilização da faixa vegetada reduziu o teor de P perdido. A redução do teor de P foi de 49, 55 e 69,7% para os comprimentos de faixa de 1,5, 3,0 e 6,0 m, respectivamente.

Figura 13 - Escoamento superficial (A) e teor de fósforo na água de escoamento superficial (B) coletado durante a condução do experimento.



(ns) não significativo estatisticamente.

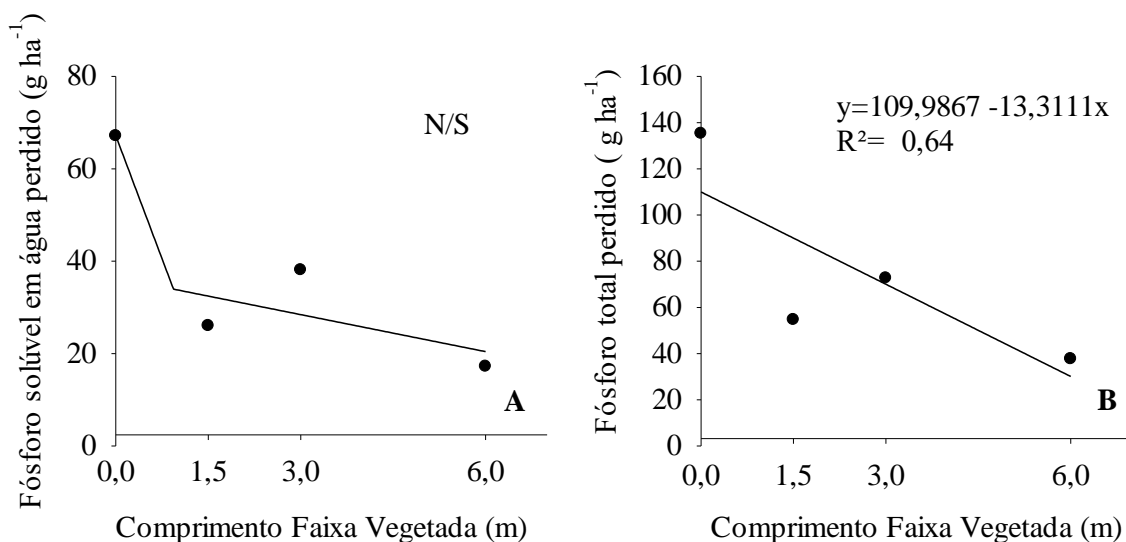
Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O comprimento de faixa não teve efeito significativo na redução dos teores de P solúvel em água perdidos (Figura 14A) durante a avaliação do experimento, os valores perdidos oscilaram de 67 gramas no tratamento sem faixa para 17 gramas de P perdido no tratamento de 6,0 m com faixa vegetada. Já para o fósforo total perdido (Figura 14B), o aumento do comprimento da faixa reduziu de forma linear a quantidade de P total perdido. O aumento de um m² no comprimento da faixa reduziu a perda de P total em 13,3 gramas durante o período de condução do experimento.

O total de P perdido por escoamento superficial no tratamento sem faixa foi de 135,3 gramas de P e para a parcela com o maior comprimento de faixa o valor de P total perdido foi de 37,7 gramas. As reduções foram de 60, 46 e 72% para os comprimentos de faixa de 1,5, 3,0 e 6,0 metros, respectivamente, quando comparado com as perdas de P total do tratamento sem faixa vegetada.

Em trabalhos com faixas com maior comprimento (30 metros) em área com declividade de 10%, Bortolozo et al., (2015) conseguiu reduções de 84% no P total perdido, entretanto, os mesmos autores, ressaltam que apesar de faixas de maior comprimento promoverem maior redução de perdas de P e sedimentos, faixas menores (10 m) apresentaram bons resultados, reduzindo em 72% a perda de P total. O resultado prático é que faixas menores ocupam menor área agrícola e consequentemente se consegue maximizar o uso da terra e ainda assim ter um benefício ambiental.

Figura 14 - Total perdido de fósforo solúvel em água (A) e fósforo total (B) durante a condução do experimento.



(ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

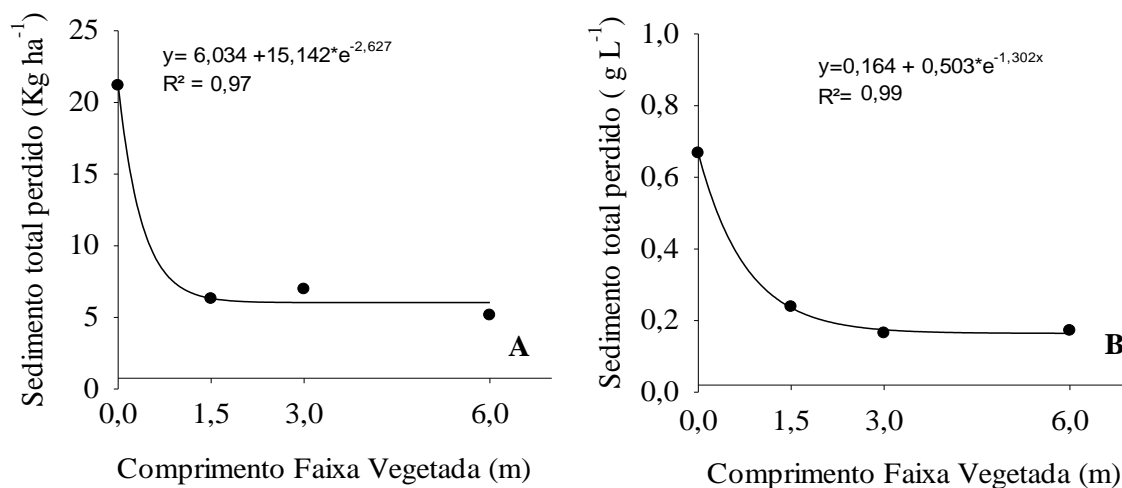
Para a quantidade total de sedimento perdido a faixa vegetada promoveu a redução do sedimento perdido (Figura 15A), bem como da concentração de sedimento por litro de escoamento superficial perdido (Figura 15B). O primeiro comprimento de faixa (1,5 m) já foi suficiente para reduzir a perda de em 70,3% e o maior comprimento de faixa (6,0 m) reduziu em 75,6% a perda total de sedimentos. A concentração de sedimentos por litro de água escoado reduziu 64, 75 e 74% para os tratamentos 1,5, 3,0 e 6,0 metros, respectivamente.

A perda total de sedimentos é considerada baixa para todos os tratamentos, podendo ser explicado principalmente pelo sistema de manejo utilizado na área, o plantio direto. O plantio direto por não promover o revolvimento do solo, melhora as características físicas do solo e consequentemente, com uma melhor estrutura, o solo possui maior resistência a desagregação (OLIVEIRA et al., 2012).

Além do sistema de manejo em plantio direto, foram realizados dois cultivos de aveia-preta e toda a massa vegetal produzida foi mantida na área para cobertura do solo. A cobertura com restos vegetais proporciona ao solo uma proteção extra contra processos erosivos (RAMOS et al., 2014.; PANAGOS et al., 2015; PESSOTO et al., 2021), reduzindo principalmente o impacto da gota da chuva (energia cinética), o qual acarreta no início do processo de desagregação do solo, iniciando os processos erosivos.

A faixa vegetada funciona como um filtro para o escoamento superficial. A solução, ao passar pela faixa tende a reduzir a velocidade de escoamento e consequentemente os sedimentos mais grosseiros que estavam sendo transportados acabam se depositando ao longo da faixa. Com a diminuição do sedimento perdido, formas de fósforo ligadas a estes sedimentos também deixam de serem perdidas, diminuindo assim, o P total perdido (BLANCO-CANQUI, et al., 2004; BLANCO e LAL, 2010; BORTOLOZO et al., 2015; HAUKOS, 2016; WU et al., 2020).

Figura 15 - Sedimento total perdido (A) e quantidade de sedimento perdido por litro de escoamento superficial (B) durante a condução do experimento.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

Entretanto, vale ressaltar, que nem o maior comprimento de faixa vegetada conseguiu diminuir 100% as perdas de sedimento, fósforo solúvel e fósforo total. A faixa vegetada apesar de reduzir as perdas, não apresentou redução para o teor de escoamento superficial. Em áreas com o teor de P acima do limite crítico ambiental, ocorre a transferência do P para a água de escoamento, consequentemente, promovendo perdas de P para o ambiente.

Outro fator é que sedimentos de menor diâmetro são carregados mais facilmente pelo agente transportador (água de escoamento) e devido ao menor tamanho, possui maior facilidade de passar pela faixa vegetada. Esses sedimentos podem ter fósforo adsorvido a sua superfície e contribuírem para a perda total de P da área.

O tratamento faixa de 3,0 m + reposição de P apresentou perdas significativamente superior de fósforo solúvel em água e fósforo total quando comparado com o tratamento faixa de 3,0 metros (Tabela 5). Durante a condução do experimento, o valor de reposição total de P₂O₅ foi de 70 kg ha⁻¹ (parcelado em duas vezes, uma na cultura da soja e outra na cultura do feijão-carioca, aplicado via superfosfato triplo) para a parcela com faixa de 3,0 metros mais reposição de P.

Os maiores valores de perdas de P no tratamento com reposição justificam-se pois os teores já se encontravam acima dos limites críticos ambientais de fósforo e ainda houve reposição de P na parcela. O resultado salientando a importância de não se aplicar P em áreas com os teores de P acima do LCA-P, podendo potencializar as perdas para o ambiente (GATIBONI et al., 2015).

Para a variável escoamento superficial não houve diferença entre o volume escoado quando comparado os dois tratamentos.

Figura 16 - Comparação* das perdas de fósforo solúvel em água, fósforo total e escoamento entre os tratamentos faixa de 3,0 metros e faixa de 3,0 metros + reposição de fósforo.

Tratamento	P-H ₂ O	P-Total	Escoamento
Faixa (metros)	-----g ha ⁻¹ -----		-----m ³ ha ⁻¹ -----
3,0	38,07 b	72,64 b	42,13 ^(ns)
3,0 +Rep. de P	101,51 a	153,99 a	53,67

*Médias seguidas de letras diferentes nas colunas diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). (ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

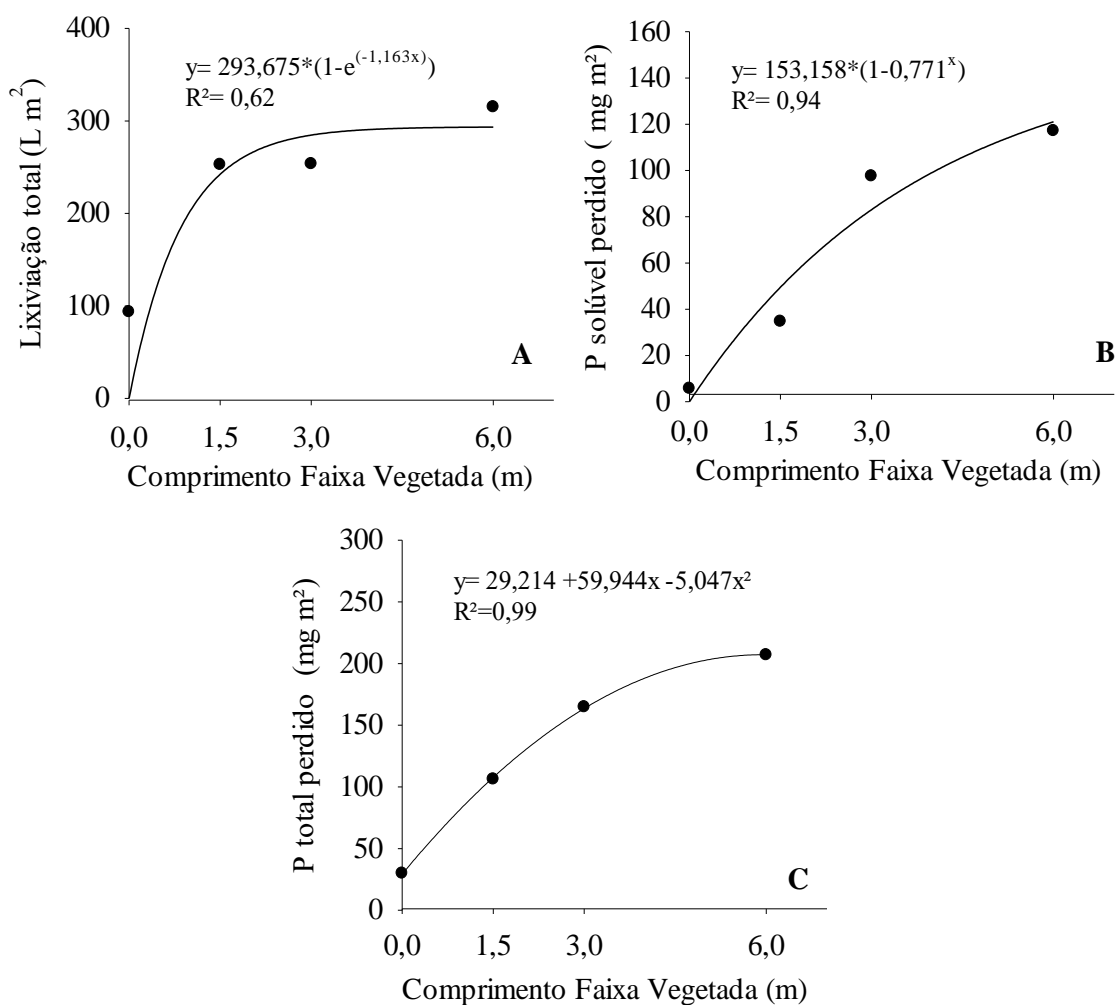
A faixa vegetada promoveu maior lixiviação (Figura 16 A) e perdas de fósforo solúvel (Figura 16 B) e total (Figura 16 C). Para o volume de água lixiviado a faixa contribuiu para melhorar a infiltração de água na área. O primeiro comprimento de faixa já foi o suficiente para aumentar em 2,6 vezes a lixiviação de água no perfil do solo. Como aumento da percolação de água no perfil do solo, os teores de P-solúvel e P-Total percolados também aumentaram.

A faixa vegetada, diferente das culturas agrícolas mantém o sistema radicular permanente na área e a constante renovação e degradação das raízes pode melhorar os atributos físicos e biológicos do solo e consequentemente tornar as áreas das faixas vegetadas mais propensas a maiores volumes de infiltração de água no perfil do solo (WU et al., 2020).

Em relação a lixiviação de P na área da faixa, apesar do fósforo ter baixa mobilidade do perfil do solo, em solos com elevados teores de P, os sítios de ligação podem ser saturados e o P migrar para camadas inferiores onde os sítios ainda não se encontram saturados, visto que a camada de 0,0-0,10m no início do experimento tinha valores muito acima do LCA-P e no final apesar da redução do teor o mesmo ainda encontrava-se acima do LCA, parte do P pode ter sido perdido devido a esse fator.

Aliado a isso, ainda temos que a melhora da infiltração no perfil do solo pode estar ligada a bioporos. As raízes ao se decomporem podem gerar caminhos/bioporos (FOLONI et al., 2006), permitindo que a água percole com maior facilidade, junto com a água o P pode percolar. Os bioporos ao se formarem, podem recobrir os sítios de ligação de P, diminuindo a afinidade e a adsorção e consequentemente aumentando a translocação de P para camadas mais profundas.

Figura 17 - Lixiviação (A), fósforo solúvel (B) e fósforo total perdido (C) durante a condução do experimento.



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Em relação ao tratamento com e sem reposição de P (Tabela 6), não houve diferença significativa no total lixiviado, P-H₂O e P-Total perdido durante a condução do experimento.

Tabela 5 - Comparação* das perdas de fósforo solúvel em água, fósforo total e total lixiviado entre os tratamentos faixa de 3,0 metros e faixa de 3,0 metros + reposição de fósforo.

Tratamento	P-H ₂ O	P-Total	Lixiviação
Faixa (metros)	-----mg/m ² -----		-----L/m ² -----
3,0	97,6 ^(ns)	164,8 ^(ns)	253,55 ^(ns)
3,0 +Rep. de P	133,4	200,3	211,96

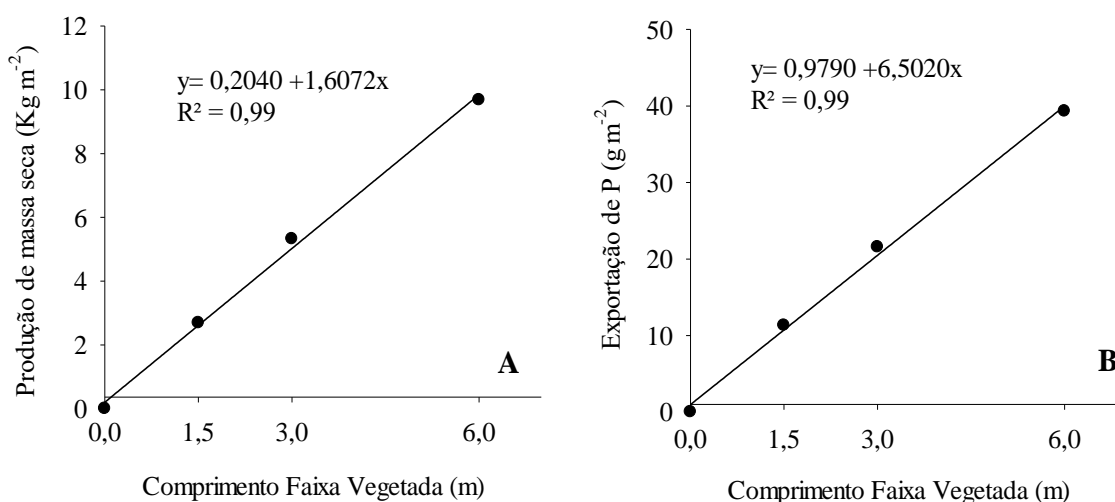
*Médias seguidas de letras diferentes nas colunas diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). (ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

6.4 FÓSFORO EXPORTADO PELAS FAIXAS VEGETADAS E CULTURAS AGRÍCOLAS

Em relação aos seis cortes realizados nas faixas vegetadas, o aumento de um m^2 da faixa promoveu o incremento linear na produção de massa seca de $1,61 \text{ kg m}^{-2}$ e $6,50 \text{ g m}^{-2}$ na exportação de fósforo (Figura 17 A, 17B).

Figura 18 - Média da produção de massa seca (A) e exportação de fósforo (B) nos seis cortes realizados nas faixas vegetadas durante a condução do experimento.



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Para a produção de massa seca das faixas vegetadas quando os valores de produção foram extrapolados para hectare não houve diferença de produção entre os tratamentos nos seis cortes realizados (Tabela 7). O primeiro corte foi o que produziu as maiores médias de massa seca durante a avaliação do experimento, explicado pelos níveis iniciais de fertilidade mais elevados devido à proximidade com a aplicação de DLS. O quinto corte apresentou os menores teores de produção de massa seca, esses valores são decorrentes do corte ter sido realizado antecipadamente devido a previsão de geada para as semanas subsequentes.

A produção média de massa seca total das faixas vegetadas desde o seu plantio (dezembro 2018) até o final do experimento (dezembro 2021) foi de 102 toneladas. Levando em consideração o cultivo da faixa por três anos o valor total supera a expectativa de 30 toneladas ano⁻¹ para a cultivar de capim-elefante BRS Kurumi seca (GOMIDE et al., 2011; PEREIRA; LÉDO; MACHADO, 2017).

Tabela 6 - Produção de massa seca das faixas vegetadas por hectare nos seis cortes realizados durante a condução do experimento.

Tratamento	1°	2°	3°	4°	5°	6°	Total Massa Seca
Faixas (metros)	-----Mg de Massa Seca ha ⁻¹ -----						
1,5	25,7 ^(ns)	20,1 ^(ns)	21,6 ^(ns)	16,5 ^(ns)	10,6 ^(ns)	13,2 ^(ns)	107,3 ^(ns)
3,0	24,3	19,5	20,9	17,1	10,3	14,3	106,4
6,0	20,8	17,7	19,7	17,2	9,1	12,3	96,8
3,0 +Rep. de P	23,8	17,9	18,7	16,5	9,4	12,1	98,4

(ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O teor de fósforo exportado (Tabela 8) pelos cortes das faixas não apresentou diferença significativa entre os tratamentos nos seis cortes avaliados, entretanto os três primeiros cortes exportaram mais fósforo que os três últimos cortes, devido principalmente a maior produção de massa seca. O valor médio total de P exportado pela massa seca das faixas durante a condução do experimento foi de 418 kg de P ha⁻¹. O teor médio de P no tecido vegetal do capim elefante foi de 0,35%, valor superior aos 0,13 % encontrado por MOREIRA et al. (2006).

Os valores de P exportado pelas faixas vegetadas em cinco dos seis cortes são superiores ao valor médio exportado por culturas agrícolas como feijão, soja e milho que varia entre 30/50 kg de P ha⁻¹ (dependendo da produtividade e do teor de P no grão).

Tabela 7 - Exportação de fósforo na massa seca dos seis cortes realizados durante a condução do experimento.

Tratamento	1°	2°	3°	4°	5°	6°	Total exportado de P
Faixas (metros)	-----kg de P ha ⁻¹ -----						
1,5	97,7 ^(ns)	94,0 ^(ns)	107,8 ^(ns)	58,1 ^(ns)	31,9 ^(ns)	63,1 ^(ns)	452,7 ^(ns)
3,0	96,8	77,8	98,3	63,1	27,9	67,3	431,3

6,0	77,5	73,0	96,7	62,5	32,1	51,3	393,1
3,0 +Rep. de P	84,3	76,8	86,2	59,2	30,6	58,3	395,5

(ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Para as culturas agrícolas houve diferença entre os tratamentos apenas no primeiro cultivo (feijão), o qual o tratamento sem faixa produziu mais que o tratamento com faixa de 1,5 m (Tabela 9), quando os dados foram extrapolados para produção por hectare. As culturas da soja e do feijão carioca produziram abaixo do esperado para as cultivares, devido ao período de estiagem que as culturas enfrentaram durante o ciclo de cultivo.

Tabela 8 - Produção de grãos/massa seca das culturas agrícolas cultivadas durante o experimento.

Tratamento	Feijão	Soja	Feijão-carioca	Aveia-preta
Faixas (metros)	-----kg ha ⁻¹ -----			
0	5551,9 a	2541,3 ^(ns)	1996,9 ^(ns)	5092,0 ^(ns)
1,5	4711,8 b	2834,8	2092,3	4607,9
3,0	4808,4 ab	3162,7	2473,2	5494,1
6,0	4945,7 ab	2606,5	2081,0	5569,8
3,0 +Rep. de P	4964,1 ab	2698,6	2247,0	5013,4

Médias seguidas de letras diferentes nas colunas diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). (ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Os tratamentos não apresentaram diferença significativas para a exportação de fósforo pelas culturas agrícolas (Tabela 10). A maior exportação de fósforo ocorreu no primeiro cultivo agrícola com valor médio de 27 kg de P ha⁻¹.

O total exportado pelos quatro cultivos agrícolas quando comparado com o total exportado de fósforo pelos seis cortes de capim-elefante é seis vezes menor, ou seja, a faixa vegetada durante o período do experimento conseguiu exportar seis vezes mais fósforo que as culturas agrícolas. Essa maior exportação ocasionada pela faixa vegetada tem relação direta com a maior produção de massa seca pela cultura do capim-elefante.

Tabela 9 - Exportação de fósforo nos grãos e massa seca das culturas agrícolas cultivadas durante o experimento.

Tratamento	Feijão	Soja	Feijão- carioca	Aveia- preta	Total exportado de P
Faixas (metros)	-----kg de P ha ⁻¹ -----				
0	30,34 ^(ns)	14,17 ^(ns)	9,67 ^(ns)	12,93 ^(ns)	67,70 ^(ns)
1,5	25,61	15,77	10,36	12,20	63,95
3,0	26,41	17,98	12,38	14,07	70,83
6,0	27,44	14,82	10,50	14,42	67,18
3,0 +Rep. de P	26,58	15,74	11,08	12,88	66,28

(ns) não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A dose total de P_2O_5 aplicada na área foi de 2625 kg de P_2O_5 ha⁻¹, levando em consideração que os seis cortes da faixa vegetada exportaram um total de 418 kg de P ha⁻¹ ou 957 kg de P_2O_5 ha⁻¹ e desconsiderando os outros fatores (escoamento superficial, lixiviação adsorção em camadas não saturadas) que podem contribuir para a redução do teor de P na área, restariam 1668 kg de P_2O_5 ha⁻¹ ou 728 kg de P ha⁻¹ da dose inicial na área.

A média de exportação de P pelos seis cortes foi de 70 kg de P ha⁻¹, se mantido essa exportação por corte, seriam necessários aproximadamente mais 11 cortes da faixa vegetada para que todo o fósforo aplicado fosse exportado da área.

Quando levamos em consideração as culturas agrícolas, a cultura que mais exportou fósforo foi o cultivo com feijão BRS Campeiro (1º cultivo) com média de 27,3 kg de P ha⁻¹ exportado. Se considerarmos que ainda precisavam ser exportados 728 kg de P ha⁻¹, seriam necessários aproximadamente 27 cultivos (com a mesma produção e exportação) para exportar todo o teor de P adicionado ao solo com a aplicação de DLS.

Devemos salientar, que para essas comparações considerou-se que todo o P ficasse em forma disponível para as plantas, entretanto após a aplicação no solo o P tende a passar de formas lábeis para não lábeis com o tempo, se tornando menos disponível para as plantas. Um dos fatores para essa menor labilidade é a alta afinidade do fósforo com os óxidos presente no solo, sendo adsorvido a eles e consequentemente, reduzindo sua labilidade.

7 CONCLUSÃO

A utilização de faixa vegetada com capim-elefante em áreas com teor de fósforo acima do Limite Crítico Ambiental promoveu a redução no teor de fósforo no escoamento e redução linear no fósforo total perdido durante o período avaliado do experimento. O primeiro comprimento de faixa de 1,5 metros já foi suficiente para reduzir a perda de sedimentos em 70,3%. A utilização da faixa vegetada aumentou o volume de água lixiviado na área da faixa em relação ao tratamento sem faixa vegetada, bem como os teores de P solúvel e P Total perdidos por lixiviação. A faixa vegetada, cultivada com capim-elefante BRS Kurumi exportou em média seis vezes mais fósforo que as culturas agrícolas durante o período de condução do experimento.

REFERÊNCIAS

- ABCS – Associação Brasileira dos Criadores de Suínos. **Mapeamento da Suinocultura Brasileira**. Brasília, DF. 2016. 376p.
- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal — **Relatório Anual 2022**. São Paulo, SP, 139 p. Disponível em < <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2022/05/Relatorio-Anual-ABPA-2022-1.pdf> >. Acesso em Dezembro de 2022.
- ABU-ZREIG, M.; RUDRA, R. P.; WHITELEY, H. R.; LALONDE, M. N.; KAUSHIK, N. K. Phosphorus Removal in Vegetated Filter Strips. **J. Environ. Qual.**, v. 32, p. 613–619, 2003.
- AGUIAR, T. R.; BORTOLOZO, F. R.; HANSEL, F. A, RASERA, K.; FERREIRA, M. T. Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 14, p. 10618–10626, 2015.
- AGUIAR JR. T. R.; RASERAA, K.; PARRONC, L. M.; BRITO, A. G. FERREIRA, M. T. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. **Agricultural Water Management**, v.149, p. 74–80, 2015.

ALVARENGA, A. C. **Fitorremediação de metais pesados e clorobenzenos em lodo de esgoto cultivado com *Pennisetum purpureum***. 96 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros: UFMG. p.96. 2015.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: Distrito Federal. 2018. 72p.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTTO, N.; GIROTTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.35, n.6, p.1234-1242, 2005.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; FLORES, E. M. M.; GIROTTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejeito líquido de suínos. **Ciência Rural**, v.42, n. 4, p. 653-659, 2012.

BENEDET, L.; COMIN, J. J.; DICK, D. P.; FERREIRA, G. W.; SANTOS JUNIOR, E.; LOURENZI, C. R.; BRUNETO, G. Copper and Zn distribution in humic substances of soil after 10 years of pig manure application in south of Santa Catarina, Brazil. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 20, p. 1-10, 2020.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2525-2532. 2008.

BLANCO, H.; LAL, R. **Principles of Soil Conservation and Management**. Springer Publisher: New York. 2010. 617p.

BLANCO-CANQUI, H., GANTZER, C., ANDERSON, S., ALBERTS, E.; THOMPSON, A. Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1670-1678. 2004.

BORTOLOZO, F.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; MORAES, A.; VEZZANI, F.; SILVA, E.. Water, Sediment and Nutrient Retention in Native Vegetative Filter Strips of Southern Brazil. **International Journal of Plant & Soil Science**, v. 4, p. 426-436, 2015.

BOSCO, T. C. dal.; SAMPAIO, S. C.; OPAZO, M. A. U.; GOMES, S. D. NÓBREGA, L. H. P. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Eng. Agríc.**, v.28, n. 4, 2008.

BOUWER, H. Intake rates: cylinder infiltrometer. In: KLUTE, A., (ed.) **Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods**. 2. ed. American Society of Agronomy. Madison: Soil Science Society of America, p. 825-844.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA n. 357**. Diário Oficial da União, n. 53, p. 58-63. 2005.

BRUNETTO, G.; MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; SCHMITT, D. E.; HEINZEN, J.; DE MORAES, M. P.; CANTON, L.; TIECHER, T. L.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E. Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Arch. Agron. Soil Sci.** 60, v. 609– 624, 2014.

CAMPOS, M., L.; SILVA, F., N.; FURTANI NETO, A., E.; GUILHERME, L. R., G.; MARQUES, J., J.; ANTUNES, A., S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.4, p.361-367. 2005.

CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 36, p.1911-1923, 2012.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 25, 635–644, 2001.

CASSOL, P. C.; SILVA, D. C. P. R.; ERNANI, P. R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRECIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **R. Ci. Agrovet.**, v. 10, p.103-112, 2011.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução

escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural (UFSM. Impresso)**, v. 35, n.6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; GIROTTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.139, p. 689–699. 2010.

CHAVES, C. S.; GOMIDE, C. A. M.; RIBEIRO, K. G.; PACIULLO, D. S. C.; LEDO, F. J. S.; COSTA, I. A.; CAMPANA, L. L. Forage production of elephant grass under intermittent stocking. **Pesquisa Agropecuária Brasileira (1977. Impressa)**, v. 48, p. 234-240, 2013.

CHAVES, C. S.; RIBEIRO, K. G.; GOMIDE, C. A. M.; PACIULLO, D. S. C.; MORENZ, M. J. F.; GAMA, D. S. Valor nutritivo e cinética de degradação in vitro de genótipos de capim-elefante (*Penisetum purpureum* Schumach) sob dois intervalos de desfolhação e duas alturas de resíduo pós-pastejo. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.68, n.5, p.1351-1359, 2016.

CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F.; ARAUJO, D. L.; FRANÇA, C. P. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-mansão. **Rev. Ciênc. Agron.** v.41 n. 2, 2010.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 27, 743–753, 2003.

CÓSER, A. C.; MARTINS, C. E.; DERESZ, F. Capim-elefante: formas de uso na alimentação animal. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite. Juiz de fora: Embrapa Gado de Leite. **Circular Técnica**, 57, v. 27 p. 2000.

CQFS. COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11. ed. Porto Alegre: SBRS/NRS, 2016. 376 p.

DALL'ORSOLETTA, D. J.; GATIBONI, L. C.; MUMBACH, G. L.; SCHMITT, D. E.; BOITT, G.; SMYTH, T. J. Soil slope and texture as factors of phosphorus exportation from

pasture areas receiving pig slurry. **Science Of The Total Environment**, v. 761, p. 144004, 2021.

DA ROSA COUTO, R.; RIBEIRO LAZZARI, C.J.; TRAPP, T.; DE CONTI, L.; COMIN, J.J.; MARTINS, S.R.; BELLI FILHO, P.; BRUNETTO, G. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Arch. Agron. Soil Sci.**, v. 62, 593–616. 2016.

DENG, N. LI, H. SHI, D. Preliminary Experimental Study on Effectiveness of Vegetative Filter Strip to Pollutants in Surface Runoff. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 3, p.222-227, 2011.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise do solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação do Solo - SIBCS**. 5 ed., Brasília –DF, 2018. 356 p.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente. IN-11. **Instrução Normativa 11, Suinocultura**. Fundação do Meio Ambiente. p. 1–37, 2014.

FERREIRA, A. D. **SISVAR: sistema de análise de variância**, v. 5.6. Lavras: UFLA, 2023. (Systat Software, San Jose, CA).

FERREIRA, G. W.; LOURENZI, C. R.; COMIN, J. J.; GIROTTI, E.; A; LUDWIG, M. P.; DRESCHER, G.; BUENO, J. M. M.; MARCHEZAN, C.; PALERMO, N.; THOMA, A. L. S.; SCOPEL, G.; BRUNETTO, G. Effect of organic and mineral fertilizers applications in pasture and no-tillage system on crop yield, fractions and contaminant potential of Cu and Zn. **Soil & Tillage Research**, v. 225, p. 1-10, 2023.

FOLONI, J. S. S.; LIMA, S. L.; BULL, L. T. Crescimento Aéreo e Radicular da Soja e de Plantas de Cobertura em Camadas Compactadas de Solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo (Online)**, v. 30, p. 49-57, 2006.

FORMENTINI, T. A.; MALLMANN, F. J. K.; PINHEIRO, A.; FERNANDES, C. V. S.; BENDER, M. A.; VEIGA, M. da.; SANTOS, D. R. dos.; DOELSCH, E. Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. **Science of The Total Environment**. v. 536, p. 831-839, 2015.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; et al. Seção Ix - Poluição Do Solo e Qualidade Ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753–1761, 2008.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C. & OLIVEIRA, C. M. B. Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina. Lages: UDESC/CAV, **Boletim técnico**, 2, 2014. 38p.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. **Limite Crítico Ambiental de Fósforo para solos Sul-brasileiros com adição de altas doses de fósforo**. In: NASCIMENTO, C et al. (eds.). Viçosa: Tópicos em Ciência do Solo, pp. 28-48, 2015.

GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R. DOS; SILVA, L.S. DA; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso)**, v. 34, p. 955-966, 2010.

GRANDO, D. L.; GATIBONI, L. C.; MUMBACH, G. L.; ORSOLETTA, D. J. D.; SOUZA JUNIOR, A. A.; SCHMITT, D. E. Phosphorus in the runoff of soils with contrasting textures influenced by soil slope and pig slurry application. **Agricultural Water Management**, v. 258, p. 107172-10, 2021.

GROHSCOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; CORREA, J. C.; MAFRA, M. S. H.; PANISSON, J. Organic nitrogen in a typical hapludox fertilized with pig slurry. **Rev. Bras. Ci. Solo**, v. 39, p.127-139, 2015.

GOMIDE, C. A. M.; PACIULLO, D. S. C.; LEDO, F. S.; CASTRO, C. R. T.; MORENZ, M. J. F. Produção de forragem e valor nutritivo de clones de capim-elefante anão sob estratégias

de desfolha intermitente. Juiz de Fora: Embrapa, **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 31, 23p. 2011.

GOMIDE, C. A.; PACIULLO, D. S. C.; LEDO, F. J. S.; PEREIRA, A. V.; MORENZ, M. J. F.; BRIGHENTI, A. M. Informações sobre a cultivar BRS Kurumi. Juiz de Fora: Embrapa, **Comunicado Técnico**, 75, 4p. 2015.

HAUKOS, D. A.; JOHNSON L. A.; SMITH, L. M.; MCMURRY, S. T. Effectiveness of vegetation buffers surrounding playa wetlands at contaminant and sediment amelioration. **Journal of Environmental Management.**, v. 181, p. 552 – 562. 2016.

HOFFMANN, C. C.; KJAERGAARD, C.; UUSI-KÄMPPIÄ, J.; HANSEN, H. C. B.; KRONVANG, B. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. **J. Environ. Qual.**, v. 38, p. 1942–1955, 2009.

LIU, X.; ZHANG, X.; ZHANG, M. Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis. **J. Environ. Qual.**, v.37, p. 1667–1674, 2008.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; TIECHER, T. L.; LORENSINI, F.; CANCIAN, A.; STEFANELLO, L.; GIROTTI, E.; VIEIRA, RENAN, C. B.; FERREIRA, P. A. A.; BRUNETTO, G. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring and Assessment (Print)**, v. 187, p. 209, 2015.

MANKIN K.; NGANDU, D.; BARDEN, C. Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. **J. Am. Water Resour.**, v.43, p.1108-1116, 2007.

MEHLICH, A. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, v. 9, p. 477–492. 1978.

MINELLA, J. P. G. et al. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 12, p. 1819–

1830, 2008.

MORAES, L. A. F. A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 676-687, 2009.

MORAES, M. T. de; ARNUTI, F.; SILVA, V. R.; SILVA, R. F.; BASSO, C.J.; DA ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina. Ciências Agrárias (Online)**, v. 35, p. 2945, 2014.

MORAIS, G.; BRUNETTO, B.; FERREIRA, G. W., et al. Limites de transferência de cobre e zinco para a solução em solos. NEPEA UFSC: Florianópolis, **Boletim técnico**, 20 p., 2021.

MORAIS, G. P.; COMIN, J. J.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; SOARES, CLÁUDIO R. F. S.; LOSS, A.; GATIBONI, L. C.; BORTOLINI, J. G.; FERREIRA, G. W.; DOS SANTOS, E. M. H.; BRUNETTO, G. Proposition of critical thresholds for copper and zinc transfer to solution in soils. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 194, p. 623, 2022.

MORBIDELLI, R. et al. Role of slope on infiltration: A review. **Journal of Hydrology**, v. 557, p. 878–886, 2018.

MOREIRA, L. M.; FONSECA, D. M.; MARTUSCELLO, J. A.; NÓBREGA, E. B. Absorção e níveis críticos de fósforo na parte aérea para manutenção da produtividade do capim-elefante (*Pennisetum purpureum* cv. Napier). **Ciênc. agrotec.**, v. 30, n. 6, p. 1170-1176, 2006.

MURPHY, J. RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Anal. Chim. Acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

OLIVEIRA, E. S. A. de.; CARDOSO, P. H. S.; SOUSA, IZABELLE DE P.; ALVARENGA, A. C.; RODRIGUES, M. N.; SAMPAIO, R. A. Copper and zinc fractionation in biosolid cultivated with *Pennisetum purpureum* in different periods. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, v. 22, 2018.

OLIVEIRA, J. G. R.; BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J.; TORRES, E. C. Perda de solo e água e riscos ambientais da concentração de nutrientes no escoamento superficial em

solo cultivado no sistema de plantio direto e submetido a adubações orgânicas e mineral. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 1, p. 93-112, 2015.

OLIVEIRA, J. G. R.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M. F.; BARBOSA, G. M. C.; FILHO, J. T. Erosão no plantio direto: perda de solo, água e sedimentos. **Bol. geogr.**, v. 30, n. 3, p. 91-98, 2012.

ONU - United Nations. **World Population Prospects 2019: Highlights**. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. Nova Iorque: United Nations, 2019, 39 p.

PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v. 48, p. 38-50, 2015

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

PEREIRA et al. Cultivares de Feijão com Maiores Teores de Ferro, Zinco e Proteína nos Grãos. Santo Antonio de Goias: Embrapa. **Comunicado técnico n. 243**, 2018.

PINTO, M. A. B.; FABBRIS, C.; BASSO, C. J.; SANTI, A. L.; GIROTTO, E. Aplicação de dejetos líquidos de suínos e manejo do solo na sucessão aveia/milho. **Pesq. Agropec. Trop.**, v. 44, n. 2, p. 205-212. 2014.

QUESADA, D. M.; BODDEY, R. M.; REIS, V. M.; URQUIAGA, S. Parâmetros qualitativos de genótipos de capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) estudados para a produção de energia através da biomassa. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Embrapa Agrobiologia. **Circular técnica**, 8, 4 p. 2004.

RAMOS, J.C.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; MARIOTI, J.; WERNER, R.S. Influência das condições de superfície e do cultivo do solo na erosão hídrica em um Cambissolo húmico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1587-1600, 2014.

RIBEIRO, J. C. ZONTA, E. SOBRINHO, N. M. B. DO A. SANTOS, F. S. Comparação entre os principais métodos de digestão para a determinação de metais pesados em solo e plantas. **A produção do Conhecimento nas Ciências Agrárias e Ambientais 2**. Ponta Grossa: Editora Atena, p. 33-47. 2019.

SANTOS, A. P.; MATIAS, C.A.; CANTONI, F.; MIQUELLUTI, D. J.; CAMPOS, M. L. Critical limits for zinc to forage species. **Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais**, v. 12, p. 97-107, 2022.

SBCS/NEPAR - SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. NÚCLEO ESTADUAL PARANÁ. **Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná**. 1ª. ed. Curitiba: SBCS/NEPAR, 2017. 482 p.

SCHERER, E. E; NESI. C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.34, n.4, 2010.

SEIDEL, E. P.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; VANIN, J. P.; STREY, L.; SCHWANTES, D.; NACKE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 32, n. 2, p. 113-117. 2010.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre. UFRGS/FA/DS, 1995. 174p.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LOURENZI, C. R.; COUTO, R. C.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso)**, v. 37, p. 812-824, 2013.

VASCONCELOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estud. Biol., Ambiente Divers**, v. 34, n. 83, p. 261-267, 2012.

WANG, H.; WANG, H. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, v. 19, p. 1445-1451, 2009.

WITHERS, P. J. A. et al. A global perspective on integrated strategies to manage soil phosphorus status for eutrophication control without limiting land productivity. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 5, p. 1234-1246, 2019.

WREGE, M. S. et al. (eds.) **Atlas climático da Região Sul do Brasil**: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, v.1. 2011. 332 p.

WU, J. Q.; XIONG, L. J.; SHA, C. Y. Removal of N, P from seepage and runoff by different vegetated and slope buffer strips. **Water Science & Technology**, v. 82, n. 2, 2020.

ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R. A.; EITZEL, M. Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution. **J. Environ. Qual.** v. 39, p. 76–84, 2010.

ZHANG, X.; XIA, H. LI, Z. ZHUANG, P.; GAO, B. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 2063-2066. 2010.

APÊNDICE A - VALORES DE p-H₂O EM ÁGUA NA CAMADA DE 0,00 -0,40 M NO INÍCIO DO EXPERIMENTO EM AGOSTO DE 2019 E NO FINAL EM DEZEMBRO DE 2021.

Uso	Camada (m)	Tratamentos									
		Sem faixa		1,5 metros		3,0 metros		6,0 metros		3,0 m + Rep. P	
		p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O	p-H ₂ O
		Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21
Agrícola	0,0-0,1	5,8	5,7	5,6	5,4	5,8	5,7	5,6	5,6	5,6	5,5
	0,1-0,2	5,2	5,1	5,1	5,1	5,2	5,0	5,1	5,0	5,1	5,0
	0,2-0,3	4,7	4,7	4,8	4,8	4,8	4,7	4,8	4,7	4,7	4,6
	0,3-0,4	4,6	4,7	4,6	4,72	4,5	4,7	4,6	4,6	4,6	4,7
Faixa	0,0-0,1	5,9	5,7	5,5	5,4	5,7	5,4	5,5	5,4	5,6	5,3
	0,1-0,2	5,2	5,2	5,2	5,2	5,4	5,3	5,4	5,3	5,3	5,1
Vegetada	0,2-0,3	4,7	4,8	4,8	4,7	4,9	4,9	4,8	4,8	4,8	4,7
	0,3-0,4	4,5	4,7	4,6	4,7	4,6	4,7	4,6	4,7	4,6	4,7

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

**APENDICE B - TEORES DE MATÉRIA ORGÂNICA NA CAMADA DE 0,00 -0,40 M
NO INÍCIO DO EXPERIMENTO EM AGOSTO DE 2019 E NO FINAL EM
DEZEMBRO DE 2021.**

		Tratamentos									
Uso	Camada	Sem faixa		1,5 metros		3,0 metros		6,0 metros		3,0 m + Rep. P	
		MO	MO	MO	MO	MO	MO	MO	MO	MO	MO
		Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21	Ago/19	Dez/21
	(m)	----- MO %-----									
Agrícola	0,0-0,1	4,4	4,3	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,6	4,5
	0,1-0,2	3,9	3,9	3,8	4,0	3,8	3,8	3,9	3,9	3,9	3,9
	0,2-0,3	3,3	3,1	3,8	3,2	3,7	3,0	3,6	3,0	3,5	3,1
	0,3-0,4	2,5	2,6	3,1	2,5	2,9	2,7	2,6	2,4	2,8	2,7
Faixa	0,0-0,1	4,6	4,5	4,5	4,8	4,5	4,6	4,5	4,6	4,8	5,0
	0,1-0,2	4,3	4,2	4,3	4,2	4,2	4,0	4,2	4,1	4,3	4,0
Vegetada	0,2-0,3	4,0	3,5	3,4	3,4	4,1	3,7	4,1	3,5	4,0	3,4
	0,3-0,4	3,3	3,1	3,7	3,1	3,8	3,5	3,4	2,9	3,7	3,1

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).