

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

Paula Letícia Wolff Kettenhuber

**PLANTAS HERBÁCEAS NATIVAS DO BRASIL PARA CONTROLE
DA EROSÃO DO SOLO**

**Santa Maria, RS
2021**

Paula Letícia Wolff Kettenhuber

**PLANTAS HERBÁCEAS NATIVAS DO BRASIL PARA CONTROLE DA EROSÃO
DO SOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Florestal**.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Jaques Sutili

Santa Maria, RS,
2021

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

Wolff Kettenhuber, Paula Letícia
Plantas herbáceas nativas do Brasil para controle da
erosão do solo / Paula Letícia Wolff Kettenhuber.- 2021.
174 p.; 30 cm

Orientador: Fabrício Jaques Sutili
Coorientador: Maristela Machado Araújo
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2021

1. Soluções baseadas da natureza 2. Engenharia natural
3. Características funcionais das plantas 4. Raízes 5.
Erosão de fluxo concentrado I. Jaques Sutili, Fabrício
II. Machado Araújo, Maristela III. Título.

© 2021

Todos os direitos autorais reservados a Paula Letícia Wolff Kettenhuber. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.


E-mail: paulakettenhuber@gmail.com

Paula Letícia Wolff Kettenhuber

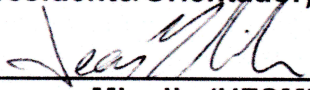
**PLANTAS HERBÁCEAS NATIVAS DO BRASIL PARA CONTROLE DA
EROSÃO DO SOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Florestal**.

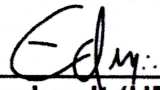
Aprovado em 21 de maio de 2021:



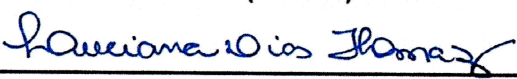
Prof. Dr. Fabrício Jaques Sutili (UFSM) - Videoconferência
(Presidente/Orientador)




Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella (UFSM) - Videoconferência



Prof. Dr. Edner Baumhardt (UFSM) - Videoconferência



Prof.^a Dr.^a Luciana Dias Thomaz (UFES) - Videoconferência



Prof.^a Dr.^a Flávia Lucila Tonani de Siqueira (UFT) - Videoconferência

Santa Maria, RS
2021

AGRADECIMENTOS

A realização desse trabalho só foi possível graças à colaboração direta ou indireta de muitas pessoas. Manifesto minha sincera gratidão a todas elas, e de modo especial:

Aos meus pais, Dulce Kettenhuber e Walmir Kettenhuber pelo amor incondicional, exemplo, honestidade, dedicação, confiança e por não terem medido esforços para garantir minha educação. Aos meus irmãos Volnei e Luis Artur, minha cunhada Fernanda e meu sobrinho Lorenzo, pelo apoio em todas as etapas da minha vida e por me mostrarem que a nossa união ultrapassa todos os obstáculos, amo vocês!

Em especial ao meu noivo Luís Augusto de Cezaro, por todos os momentos compartilhados, por todo o amor, carinho, companheirismo e auxílio em todas as etapas desse trabalho, desde as atividades de campo, coleta de dados até a leitura e correções do texto. Obrigada por sempre me incentivar a ir mais longe e a realizar os meus sonhos. Te amo muito! Também agradeço a segunda família que me deste - Neila, Augustinho, Ana Flávia e Léo Augusto - que me acolheram de forma excepcional e me deram todo apoio necessário.

Ao meu orientador, prof. Fabrício Jaques Sutili, pela oportunidade de aprendizado desde 2013, confiança, ensinamentos e incentivo nesses anos de minha vida acadêmica. Agradeço também a todo apoio científico, financeiro e pessoal dedicado à realização desta tese.

À professora Maristela Machado Araújo, pela amizade, orientação, conselhos, incentivos e concessão da área experimental para realização do experimento de campo.

Ao grande amigo Jorge Diefenthaler, pela amizade desde o início de minha vida acadêmica, por todos os ensinamentos e principalmente pela disponibilidade de me auxiliar em todos os momentos para realização deste trabalho.

Ao professor Gustavo Brunetto, pelas contribuições neste trabalho, disponibilização do seu laboratório e sua equipe para análises de nutrientes dos tecidos das plantas e avaliações do sistema radicular das plantas com o scanner de raízes.

Ao professor Rinaldo Barbosa Pinheiro e à professora Andréia Nummer pela disponibilização do equipamento de Inderbitzen e do Laboratório de Laminação da

UFSM para realização dos ensaios de fluxo concentrado e aos técnicos deste laboratório, Ronaldo e Rômulo, pelo auxílio na realização dos ensaios.

Ao professor Jean Minella, pela disponibilização de área experimental, apoio e contribuições na realização e melhoria desse trabalho.

Aos demais integrantes da banca de qualificação, professoras Luciana Dias Thomaz, Damaris Gonçalves Padilha e Isabel Ramos pela disponibilidade e contribuições para melhoria deste trabalho.

Ao professor Hans Peter Rauch, meu orientador na University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU) - Áustria, pela confiança, acolhimento e ensinamentos durante o período do doutorado sanduíche.

Aos amigos e colegas Cristian Ramos, Guilherme Milani, Daniel Petermann, Álvaro Berghetti, Adriana Griebeler, Matheus Kulmann e Lincon Silva, pela amizade, convivência e ajuda na instalação e condução dos experimentos e em especial à Beatriz Vitto pelo auxílio nas análises de raízes provenientes do *minirhizotron*.

Aos colegas do Laboratório de Engenharia Natural, que de diferentes formas contribuíram para ao desenvolvimento desta tese bem como para o meu desenvolvimento como uma pesquisadora na área da engenharia natural.

Aos meus familiares e amigos, pelo apoio e compreensão nas horas difíceis, nas horas de ausência e pelos momentos alegres compartilhados.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal por todas as oportunidades oferecidas e a CAPES, pela bolsa de estudos, fundamental para a realização dessa pesquisa.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

PLANTAS HERBÁCEAS NATIVAS DO BRASIL PARA CONTROLE DA EROSÃO DO SOLO

AUTOR: Paula Letícia Wolff Kettenhuber

ORIENTADOR: Fabrício Jaques Sutili

A erosão é um dos principais processos que leva à degradação do solo, sendo considerada um dos maiores problemas ambientais em escala global. As soluções baseadas na natureza (SBN) constituem importantes ferramentas para mitigar e restaurar o solo afetado por processos de degradação. O papel da vegetação na proteção do solo contra a erosão há muito tempo é reconhecido. Contudo, a eficácia das plantas no controle da erosão depende de suas características funcionais, tanto da parte aérea quanto do sistema radicular. Assim a seleção de espécies adequadas para controlar a erosão do solo deve ser realizada com base no conhecimento de suas características morfológicas e funcionais, aspectos ecológicos, reprodutivos, socioeconômicos e culturais. Esta tese teve como objetivo principal investigar as características funcionais e ecológicas de espécies herbáceas nativas brasileiras e o seu potencial para controlar os processos erosivos e para tal, foi dividida em três estudos. As espécies herbáceas selecionadas para esses estudos foram *Axonopus affinis* Chase, *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Arachis pintoii* Krapov. & W.C. Gregory, *Paspalum notatum* Flügge, *Paspalum plicatulum* Michx., *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski e *Tripogandra diuretica* (Mart.) Handl. O estudo I foi realizado em recipientes do tipo rizobox e conduzido em casa de vegetação tendo como objetivos: investigar e comparar as características funcionais de espécies nativas brasileiras e suas estratégias de crescimento e demandas nutricionais, bem como avaliar o seu potencial em reduzir a erosão do solo e reter sedimentos. O estudo II foi realizado em uma área experimental na cidade de Santa Maria-RS, onde mudas das sete espécies foram plantadas em parcelas de 1,5mx1,5m. Os objetivos desse estudo foram: avaliar o índice de cobertura e o desenvolvimento das espécies e investigar as características morfológicas do sistema radicular por método não destrutivo em duas épocas do ano. O estudo III foi realizado em laboratório, no qual amostras com plantas propagadas em casa de vegetação foram submetidas ao ensaio de Inderbitzen para avaliar a eficácia das espécies na redução das taxas de perda de solo durante o fluxo concentrado e determinar a relação entre as características morfológicas das plantas e as taxas de perda de solo. Os resultados obtidos nesses estudos demonstram que todas as espécies, em maior ou menor grau, apresentam potencial para controlar os processos erosivos. Contudo, ficou evidente que existe uma grande variação nas características funcionais dessas espécies e que essas características são influenciadas por fatores ambientais, fato que comprova a importância do conhecimento das características funcionais de cada espécie e seus aspectos ecológicos para a escolha daquelas mais adequadas para cada local e tipo de intervenção. Assim, sugere-se a utilização de um conjunto de espécies nos projetos que objetivam controlar os processos erosivos, contribuindo não só para uma maior proteção e estabilidade do solo, mas também para o aumento da diversidade de espécies e equilíbrio dos ecossistemas.

Palavras-chave: Soluções baseadas da natureza. Engenharia natural. Características funcionais das plantas. Raízes. Erosão de fluxo concentrado.

ABSTRACT

BRAZILIAN NATIVE HERBACEOUS PLANTS FOR SOIL EROSION CONTROL

AUTHOR: Paula Letícia Wolff Kettenhuber

ADVISOR: Fabrício Jaques Sutili

Erosion is one of the main processes that leads to soil degradation and is considered one of the major environmental problems on a global scale. Nature-based solutions (NBS) are important tools to mitigate and restore soil affected by degradation processes. The role of vegetation in protecting soil from erosion has long been recognized. However, the effectiveness of plants in controlling erosion depends on their functional traits, both above and below ground. Thus, the selection of suitable species to control soil erosion should be made based on knowledge of their morphological and functional traits, ecological, reproductive, socioeconomic, and cultural aspects. The main objective of this work was to investigate the functional and ecological traits of native Brazilian herbaceous species and their potential to control erosive processes, and for that, it was divided into three studies. The herbaceous species selected for these studies were *Axonopus affinis* Chase, *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Arachis pintoii* Krapov. & W.C. Gregory, *Paspalum notatum* Flüggé, *Paspalum plicatulum* Michx., *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski and *Tripogandra diuretica* (Mart.) Handlos. The study 1 was conducted in rhizobox containers in a greenhouse with the objective to investigate and compare the morphological characteristics of native Brazilian species and their growth strategies and nutritional demands, as well as to evaluate their potential to reduce soil erosion and sediment trapping. The study 2 was conducted in an experimental area in the city of Santa Maria-RS, where seedlings of the seven species were planted in 1.5m x 1.5m plots. The objectives of this study were to evaluate the cover index and the development of the species and to investigate the functional traits of the root system by a non-destructive method at two seasons of the year. The study 3 was carried out in the laboratory, in which samples with plants propagated in the greenhouse were submitted to the Inderbitzen test to evaluate the effectiveness of the species in reducing soil loss rates during concentrated flow and to determine the relationship between plant functional traits and soil loss rates. The results obtained in these studies demonstrate that all species, to a greater or lesser degree, are able to control the erosive processes. However, it was evident that there is a wide variation in the plant functional traits and that these traits are influenced by environmental factors, which proves the importance of knowledge of the functional traits of each specie and their ecological aspects to choose the most appropriate ones for each location and type of intervention. Thus, it is suggested the use of a mixture of species in projects that aim to control soil erosion, contributing not only to greater protection and soil stability, but also to increase the diversity of species and ecosystem balance.

Keywords: Nature-based solutions. Soil bioengineering. Plant functional traits. Roots. Concentrated flow erosion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Efeitos hidrológicos e mecânicos da vegetação no solo.....	36
Figura 2 - Visão geral esquemática de diferentes tipos de soluções baseadas na natureza.	40
Figura 3 - <i>Buffer strip</i> com vegetação herbácea.....	43
Figura 4 - Modelo estrutural do potencial de redução da erosão da cobertura vegetal e das raízes das plantas para os diferentes tipos de erosão.	48
Figura 5 - Relação entre a cobertura vegetal e as taxas de erosão do solo.	49
Figura 6 - Visão geral dos fatores envolvidos na redução da erosão pelos efeitos das raízes das plantas no solo.	50
Figura 7 - Relação entre a resistência à tração e o diâmetro das raízes de diferentes espécies arbóreas, arbustivas e gramíneas.	52
Figura 8 - Efeito de reforço das raízes na resistência ao cisalhamento do solo.....	53
Figura 9 - Talude rodoviário revegetado com Capim-vetiver na cidade de Palmeira das Missões, RS.	57
Figura 10 - Processo de restauração ecológica de uma intervenção de engenharia natural.	58
Figura 11 - Critérios para seleção de espécies para controle de processos erosivos.	60
Figura 12 - <i>Axonopus affinis</i> . A: Detalhe da inflorescência da espécie; B: Indivíduos da espécie no período de floração; C: Muda jovem da espécie obtida a partir de sementes.....	62
Figura 13 - <i>Alternanthera philoxeroides</i> . A: Exemplar da espécie encontrado nas margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá-SC; B: Indivíduo crescendo entre pedras; C: Indivíduos crescendo nas margens do Rio Vacacaí-Mirim em Santa Maria-RS.	64
Figura 14 - <i>Arachis pintoii</i> . A: Detalhe do enraizamento da espécie ao longo de seus estolões; B: Detalhe das hastes e folhas da espécie; C: Plantio da espécie; D: <i>A. pintoii</i> utilizado para recobrimento de taludes.....	66
Figura 15 - <i>Paspalum notatum</i> . A: Detalhe do rizoma da espécie; B: Detalha da inflorescência da espécie; C: Indivíduo no período de floração; D: Plantio de <i>P. notatum</i> formando cobertura densa do solo; E: Indivíduos crescendo em uma encosta com suas raízes distribuindo-se no perfil de solo.	68

Figura 16 - <i>Paspalum plicatulum</i> . A: Indivíduos da espécie com muitos perfilhos formando uma cobertura densa no solo; B: Detalhe da inflorescência da espécie; C: Exemplares da espécie no período de floração.	70
Figura 17 - <i>Sphagneticola trilobata</i> . A: Exemplar isolado da espécie; B: Indivíduos da espécie crescendo nas margens da barragem da Usina Hidrelétrica de Itá-SC; C: Plantio da espécie; D: Inflorescência da espécie sendo visitada por uma abelha.....	71
Figura 18 - <i>Tripogandra diuretica</i> . A: Detalhe de uma parte de um ramo da espécie; B: Detalhe do enraizamento da espécie junto aos nós; C: Indivíduos crescendo em uma valeta com água em local sombreado; D: Indivíduo enraizado entre pedriscos.....	73
Figura 19 - Aspecto dos perfilhos de <i>A. affinis</i> e estacas de <i>T. diuretica</i> após a confecção.	77
Figura 20 - Vista geral do experimento após a instalação na casa de vegetação do Laboratório de Engenharia Natural da UFSM.	79
Figura 21 - Retirada do solo e lavagem das raízes ao término do experimento.....	80
Figura 22 - Características da parte aérea avaliadas, (a) taxa de crescimento relativo (g dia^{-1}), (b) taxa de alongamento (cm dia^{-1}), (c) área foliar (cm^2), (d) área foliar específica ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$), (e) densidade da área de ramos/perfilhos ($\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$) e massa seca da parte aérea (g) das espécies avaliadas.....	84
Figura 23 - Características do sistema radicular avaliadas, (a) comprimento total de raízes (cm), (b) diâmetro médio das raízes (mm), (c) área superficial de raízes (cm^2), (d) volume radicular (cm^3), (e) massa seca de raízes (g) e (f) comprimento do sistema radicular das espécies avaliadas.	86
Figura 24 - Distribuição do comprimento das raízes (%) em relação as classes de diâmetro (mm) das espécies avaliadas.....	87
Figura 25 - Densidade de raízes (kg/m^3) e densidade do comprimento de raízes (km/m^3) das espécies avaliadas.....	88
Figura 26 - Detalhe dos sistemas radiculares das espécies estudadas em rizobox. A: <i>A. affinis</i> . B: <i>P. notatum</i> . C: <i>P. plicatulum</i> . D: <i>A. philoxeroides</i> . E: <i>A. pintoi</i> . F: <i>S. trilobata</i> . G: <i>T. diuretica</i>	88
Figura 27 - Relação da massa seca de raízes (MSR) e a massa seca da parte aérea (MSP) das espécies avaliadas.....	89

Figura 28 - Aspecto geral das espécies de gramíneas aos 60 dias de experimento. A e B: <i>A. affinis</i> . C e D: <i>P. notatum</i> . E e F: <i>P. plicatulum</i>	90
Figura 29 - Aspecto geral das espécies herbáceas não gramíneas aos 60 dias de experimento. A e B: <i>A. philoxeroides</i> . C e D: <i>A. pintoi</i> . E e F: <i>S. trilobata</i> . G e H: <i>T. diuretica</i>	92
Figura 30 - Análise das componentes principais das características funcionais da parte aérea e sistema radicular das sete espécies de plantas avaliadas.	93
Figura 31 - Precipitação (mm), temperaturas mínimas (Temp. mínima), médias (Temp. média) e máximas (Temp. máxima) mensais (°C) registradas no período de janeiro de 2018 a outubro de 2020, Santa Maria, RS, Brasil.	105
Figura 32 - Temperaturas mínimas diárias registradas durante o período do experimento, Santa Maria, RS, Brasil.	105
Figura 33 - Representação esquemática da área experimental, considerando a disposição dos blocos e distribuição das espécies ao acaso nas parcelas.	107
Figura 34 - Representação esquemática de uma parcela, considerando as dimensões e o espaçamento entre mudas.	108
Figura 35 - Área experimental após o preparo das parcelas e plantio das mudas.	108
Figura 36 - Aspecto geral do experimento em janeiro de 2019, após a instalação de cerca elétrica.	109
Figura 37 - Estrutura utilizada para obtenção das imagens.	110
Figura 38 - Imagem original de uma parcela de <i>A. pintoi</i> aos 4 meses após o plantio (A) e a mesma imagem após convertida pelo aplicativo Canopeo® para análise da porcentagem de cobertura do solo.	110
Figura 39 - Instalação dos tubos de acrílico para posterior escaneamento do sistema radicular das espécies.	111
Figura 40 - Aspecto geral da área após a instalação dos tubos.	112
Figura 41 - Modelo esquemático do método de avaliação de raízes pelo <i>minirhizotron</i> , com o dispositivo de aquisição de imagens por meio de scanner de raízes.	113
Figura 42 - Índice de cobertura do solo proporcionado pelas espécies estudadas, aos 4 (a), 8 (b), 12 (c) e 24 (d) meses após o plantio.	116
Figura 43 - Vista superior das parcelas das sete espécies avaliadas aos 4, 8, 12 e 24 meses após o plantio.	117

Figura 44 - Número total e comprimento total de raízes no final da primavera de 2019 (a e c) e início da primavera de 2020 (b e d).	119
Figura 45 - Área superficial total e diâmetro médio de raízes no final da primavera de 2019 (a e c) e início da primavera de 2020 (b e d).....	120
Figura 46 - Variação da densidade do comprimento de raízes (DCR) com a profundidade de solo das espécies avaliadas.....	121
Figura 47 - Altura média das espécies aos 12 meses de idade.	122
Figura 48 - Produção de matéria seca acima do solo das espécies no final da primavera de 2019 e início da primavera de 2020.	123
Figura 49 - Aspecto geral dos vasos utilizados para o plantio das mudas na casa de vegetação do Laboratório de Engenharia Natural.	131
Figura 50 - Procedimento para extração das amostras indeformadas. A: Posicionamento do anel de PVC no vaso com uma planta centralizada; B: Inserção do anel no solo; C: Retirada do cano de PVC de 20 cm de diâmetro; D: Remoção do solo no entorno do anel de PVC; E: Vedação do fundo do anel com papel filtro, elástico de látex e fita adesiva; F: Colocação das amostras em bacia com água para umedecimento.	133
Figura 51 - Equipamento de Inderbitzen do Laboratório de Laminação da UFSM. 1: amostra; 2: abastecimento de água; 3: rotâmetro; 4: rampa hidráulica; 5: peneiras.....	134
Figura 52 - Procedimentos realizados no ensaio de Inderbitzen.....	135
Figura 53 - Realização do ensaio de Inderbitzen. A: Momento antes do início do ensaio; B: Durante a realização do ensaio.....	136
Figura 54 - Amostras de solo coletadas em cada ensaio.....	137
Figura 55 - Taxa absoluta de desprendimento de solo acumulada durante o tempo de ensaio para partículas de solo maiores que 0,42 mm (a), entre 0,42 e 0,074 mm (b) e menores que 0,074 mm (c).....	140
Figura 56 - Taxa de desprendimento de solo (TDS) em relação ao tempo de ensaio (a) e tamanho de partículas de solo (b).	141
Figura 57 - Taxa de desprendimento de solo total para as espécies estudadas.	141
Figura 58 - Amostras logo após submetidas ao ensaio de fluxo concentrado. A: <i>A. affinis</i> ; B: <i>A. philoxeroides</i> ; C: <i>A. pintoj</i> ; D: <i>P. notatum</i> ; E: <i>P. plicatulum</i> ; F: <i>S. trilobata</i> ; G: <i>T. diuretica</i> ; H: controle.	142

- Figura 59 - Características funcionais das espécies estudadas, (a) número de ramos/perfilhos, (b) diâmetro da base (mm), (c) massa seca da parte aérea (g), (d) massa seca de raízes (g), (e) relação raiz/parte aérea e (f) densidade de raízes (kg m^{-3}). 143
- Figura 60 - Análise das componentes principais das características funcionais, taxa de desprendimento de solo e as sete espécies de plantas avaliadas. .144

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Os efeitos da erosão do solo sobre as principais funções do solo responsáveis pela prestação de serviços ecossistêmicos.	29
Tabela 2 - Visão geral de estudos que avaliaram as características funcionais das plantas e o seu potencial para controle de diferentes processos erosivos.	54
Tabela 3 - Atributos do solo utilizado para realização do experimento, na camada de 0 a 20 cm.	78
Tabela 4 - Níveis de macronutrientes em <i>A. affinis</i> (Aa), <i>A. philoxeroides</i> (Ap), <i>A. pintoii</i> (Ar), <i>P. notatum</i> (Pn), <i>P. plicatulum</i> (Pp), <i>S. trilobata</i> (St) e <i>T. diuretica</i> (Td).	94
Tabela 5 - Caracterização química do solo para as diferentes espécies avaliadas. <i>A. affinis</i> (Aa), <i>A. philoxeroides</i> (Ap), <i>A. pintoii</i> (Ar), <i>P. notatum</i> (Pn), <i>P. plicatulum</i> (Pp), <i>S. trilobata</i> (St) e <i>T. diuretica</i> (Td).	95
Tabela 6 - Atributos do solo na camada 0 a 20 cm da área experimental, Santa Maria, RS.	106
Tabela 7 - Atributos físicos e químicos do solo utilizado para realização do experimento.	132
Tabela 8 - Condições de fluxo adotadas no ensaio de Inderbitzen.	135
Tabela 9 - Matrix de correlação entre as características funcionais e a taxa de desprendimento de solo.	145

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	23
2 EROSÃO DO SOLO	27
2.1 CONTEXTO GERAL	27
2.2 IMPACTOS DA EROSÃO DO SOLO	29
2.2.1 On-site.....	30
2.2.2 Off-site	30
2.2.3 Infraestruturas.....	31
2.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A EROSÃO	32
2.3.1 Clima	33
2.3.2 Solo	34
2.3.3 Topografia	35
2.3.4 Vegetação	35
3 SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA.....	39
3.1 ENGENHARIA NATURAL.....	40
3.1.2 Buffer strips com herbáceas	42
4 COMO SELECIONAR PLANTAS PARA O CONTROLE DA EROSÃO DO SOLO.....	45
4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	45
4.2 CRITÉRIOS PARA SELEÇÃO DAS PLANTAS.....	46
4.2.1 Características funcionais das plantas	46
4.2.2 Origem das espécies	55
4.2.3 Aspectos ecológicos	56
4.2.4 Aspectos reprodutivos	58
4.2.5 Aspectos socioeconômicos e culturais	59
4.2.6 Fluxograma dos critérios de seleção	59
5 AS ESPÉCIES SELECIONADAS	61
5.1 <i>Axonopus affinis</i> Chase.....	61

5.2 <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	63
5.3 <i>Arachis pintoii</i> Krapov. & W.C. Gregory	64
5.4 <i>Paspalum notatum</i> Flüggé	67
5.5 <i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	69
5.6 <i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	71
5.7 <i>Tripogandra diuretica</i> (Mart.) Handlos	72
6 ESTUDO I - CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS E ESTRATÉGIAS DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES HERBÁCEAS NATIVAS BRASILEIRAS E O SEU POTENCIAL DE USO PARA CONTROLAR A EROÇÃO DO SOLO.	75
6.1 INTRODUÇÃO	75
6.2 MATERIAL E MÉTODOS	76
6.2.1 Material vegetal e instalação do experimento	76
6.2.2 Características funcionais das plantas.....	79
6.2.3 Estratégias de crescimento e demandas nutricionais.....	81
6.2.4 Análise estatística	82
6.3 RESULTADOS	82
6.3.1 Características funcionais das plantas.....	82
6.3.2 Estratégias de crescimento e demandas nutricionais.....	93
6.4 DISCUSSÃO	95
6.4.1 Características funcionais das plantas.....	95
6.4.2 Estratégias de crescimento e demandas nutricionais.....	98
6.5 CONCLUSÃO.....	101
7 ESTUDO II - ÍNDICE DE COBERTURA DO SOLO E CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DO SISTEMA RADICULAR DE ESPÉCIES NATIVAS BRASILEIRAS E O SEU POTENCIAL PARA REDUZIR A EROÇÃO DO SOLO: UM ESTUDO DE CAMPO.....	103
7.1 INTRODUÇÃO	103
7.2 MATERIAI E MÉTODOS	104

7.2.1 Descrição da área experimental.....	104
7.2.2 Preparo da área e plantio das mudas	106
7.2.3 Índice de cobertura do solo.....	109
7.2.4 Morfologia e crescimento do sistema radicular.....	111
7.2.5 Altura e produção de biomassa acima do solo.....	114
7.2.6 Análise estatística.....	114
7.3 RESULTADOS.....	114
7.3.1 Índice de cobertura do solo.....	114
7.3.2 Morfologia e crescimento do sistema radicular.....	118
7.3.3 Altura e produção de biomassa acima do solo.....	122
7.4 DISCUSSÃO.....	124
7.5 CONCLUSÃO	127
8 ESTUDO III - ESPÉCIES HERBÁCEAS NATIVAS BRASILEIRAS SÃO EFICAZES NA REDUÇÃO DA EROSÃO DO SOLO DURANTE O FLUXO CONCENTRADO?	129
8.1 INTRODUÇÃO	129
8.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	130
8.2.1 Material vegetal e preparação das amostras.....	130
8.2.2 Ensaio de fluxo concentrado	134
8.2.3 Taxa de desprendimento de solo.....	137
8.2.4 Características funcionais das espécies	138
8.2.5 Análise estatística.....	138
8.3 RESULTADOS.....	139
8.3.1 Taxas de solo desprendido	139
8.3.2 Relação entre as taxas de erosão e as características funcionais.....	142
8.4 DISCUSSÃO	145
8.5 CONCLUSÃO	148
9 CONSIDERAÇÕES FINAIS	149

10 REFERÊNCIAS.....151
APÊNDICES171

1 INTRODUÇÃO GERAL

A erosão é um dos principais processos que leva à degradação do solo, sendo considerada um dos maiores problemas ambientais em escala global. Esse fenômeno, apesar de ocorrer naturalmente e nem sempre ser prejudicial ao ecossistema, tem se agravado nas últimas décadas com o crescimento exponencial das taxas de perda de solo devido a diversos fatores socioeconômicos ligados às ações antrópicas, como o desmatamento, queimada, alterações da paisagem para construção de obras de infraestrutura e práticas agrícolas inadequadas.

Esse processo é produto de complexas interações entre o regime climático, as propriedades do solo, as características do relevo, a presença de cobertura vegetal e as práticas de manejo e uso do solo. No Brasil essa interação frequentemente produz elevadas taxas de erosão, porém sua magnitude exata e os custos associados a ela são difíceis de mensurar. Estimativas apontam que as taxas anuais de erosão no Brasil podem chegar a aproximadamente 840 milhões de toneladas gerando perdas econômicas entre 8 e 10 bilhões de reais (HERNANI et al., 2002; MERTEN; MINELLA, 2013). O que coloca o Brasil como um dos '*hotspots*' da erosão global (GUERRA et al., 2014a).

Somado a isso, previsões indicam um potencial aumento global da erosão do solo, impulsionada pelas mudanças climáticas e expansão de terras agrícolas e posicionam o Brasil como uma das regiões com maior predileção para esse aumento (ANACHE et al., 2018; BORRELLI et al., 2017, 2020; COLMAN et al., 2019).

A erosão leva a grandes perdas de solo e nutrientes, afetando negativamente inúmeras funções do solo no local onde ocorre. Além disso, está associada a inundações, assoreamentos, poluição e contaminação de cursos de água e impactos em obras de infraestrutura como a redução do potencial de geração de energia elétrica devido a deposição de sedimentos em barragens (ARDILA et al., 2021; BLANCO-CANQUI; LAL, 2010; WANG et al., 2016a).

Soluções baseadas na natureza (SBN) constituem importantes ferramentas para mitigar e restaurar o solo afetado por esses processos de degradação e são consideradas estratégias chave para recuperar os serviços - bens e recursos - que os ecossistemas oferecem à humanidade (KEESSTRA et al., 2018). Entre elas citam-se

as técnicas de engenharia natural (EN) que utilizam os múltiplos benefícios das plantas para a conservação do solo e da água.

A EN é uma disciplina que compreende um diversificado grupo de técnicas de baixo impacto ambiental que utilizam plantas e/ou partes de plantas para criar soluções efetivas na proteção do solo contra todas as formas de erosão (ZAIMES et al., 2019; ZEH, 2007). Essa disciplina é relativamente recente (BISCHETTI; DI FI DIO; FLORINETH, 2014), mas está ganhando proeminência no cenário mundial devido à procura por soluções que consideram não apenas questões técnicas, mas também valores ecológicos e socioeconômicos (VON DER THANNEN et al., 2017).

Os projetos de EN buscam maximizar os benefícios tanto para o meio ambiente quanto para o homem através da gestão dos ecossistemas (REY et al., 2019), sendo empregados para controle da erosão do solo (FRANKL et al., 2018; GUERRA et al., 2014b; LIRA-CABALLERO et al., 2020), proteção e estabilização de encostas (PEPE et al., 2020; TARDÍO; MICKOVSKI, 2016) e margens de cursos de água (HOLANDA; ROCHA; OLIVEIRA, 2008; KETTENHUBER; DEWES; SUTILI, 2017; ZHANG et al., 2020), renaturalização e restauração de rios e outros habitats (JANSSEN et al., 2019; SCHMITT et al., 2018) ou ainda para a reabilitação ambiental e proteção de infraestruturas (ARDILA et al., 2021; MAFFRA; SUTILI, 2020).

As plantas desempenham diversas funções hidrológicas e mecânicas no solo, as quais o modificam, e na maioria das vezes, melhoram suas propriedades de engenharia e por isso são consideradas como materiais de construção vivos nas intervenções de EN. No caso específico da erosão, a parte aérea e as raízes das plantas interagem com os processos de erosão de desprendimento, transporte e deposição das partículas de solo, principalmente interceptando a precipitação e dissipando sua energia, aumentando as taxas de infiltração, fornecendo rugosidade adicional à superfície, filtrando e retendo sedimentos e poluentes e aumentando a agregação e a coesão do solo pela ação de suas raízes (COPPIN; RICHARDS, 2007; MORGAN; RICKSON, 1995).

Contudo, o desempenho dessas funções e a eficácia das plantas para controlar os processos erosivos são dependentes de suas características morfológicas, nomeadas de características funcionais por exercerem funções no ambiente (BURYLO; DUTOIT; REY, 2014). Assim, o conhecimento dessas características é fundamental para a seleção das espécies mais adequadas para cada tipo de problema a ser solucionado (DURLO; SUTILI, 2014). Além disso, na seleção de espécies devem

ser considerados outros critérios como a sua origem e seus aspectos ecológicos, reprodutivos, sociais e econômicos. A seleção adequada das espécies para um projeto de EN é uma das etapas mais importantes para garantir a sua eficácia a longo prazo (PUNETHA; SAMANTA; SARKAR, 2019; REY et al., 2019).

O uso de espécies nativas é uma das premissas da EN, uma vez que a sua utilização traz inúmeros benefícios ecológicos, ao contrário das espécies exóticas, que podem tornar-se invasoras de habitats naturais, dificultando o estabelecimento das espécies nativas e alterando a sucessão ecológica e o processo de restauração (DAMASCENO; FIDELIS, 2020). A invasão de ecossistemas naturais por plantas alóctones é reconhecida como uma componente importante da mudança ambiental global, e representa potencialmente uma grande ameaça para a biodiversidade (LANNES et al., 2020). Devido a essa ameaça à biodiversidade, os órgãos ambientais brasileiros vêm aumentando a exigência da utilização de espécies autóctones e de soluções mais ecológicas em projetos de proteção e revestimento de taludes para controle dos processos erosivos.

Entretanto, a falta de conhecimento sobre as características funcionais de espécies nativas brasileiras e sua performance para controlar os processos erosivos é frequentemente um obstáculo para a sua aplicação nas técnicas de EN, o que acaba levando, em muitos casos, a utilização de espécies exóticas ou a priorização de esquemas de intervenção não-vegetativa como geotêxtis, biomantas ou mesmo concreto (SUTILI; GAVASSONI, 2017).

Diante do exposto, esta tese tem como principal objetivo investigar as características funcionais e ecológicas de espécies herbáceas nativas brasileiras e o seu potencial para controlar os processos erosivos através da realização de experimentos de laboratório e de campo. Tais informações facilitarão a seleção, uso e manejo dessas espécies nas intervenções de EN no Brasil, garantindo o seu maior sucesso.

2 EROSÃO DO SOLO

2.1 CONTEXTO GERAL

A erosão do solo é um processo geológico natural que ocorre com o desprendimento e transporte de partículas de solo. No entanto, esse processo se torna uma grande preocupação quando suas taxas excedem um certo limiar, maiores daquelas que ocorrem naturalmente, devido ao uso humano do solo (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010; FAO, 2019).

Esse fenômeno é conhecido como erosão acelerada ou induzida pelo homem e é desencadeado principalmente pela perda da cobertura vegetal causada pelo desmatamento, queimada, pastoreio intensivo, construção de infraestruturas ou ainda métodos incorretos de preparo do solo e práticas agrícolas inadequadas (GUERRA et al., 2014b; VAN BEEK, 2008).

Lal (2019) classifica a erosão em hídrica, eólica, gravitacional (deslizamentos de terra e fluxo de detritos), de cultivo, vertical (iluviação e erosão em túnel ou *piping*) e térmica. Dentre essas, a erosão hídrica é a principal, representando cerca de 56% do total de solos degradados (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2020).

A erosão causada pela água ocorre através de três fases principais: 1) desagregação das partículas de solo; 2) transporte pelos agentes erosivos; e 3) deposição (MORGAN, 2005). Este tipo de erosão pode ser subdividido em erosão pluvial, que ocorre na forma de erosão não canalizada (salpico/entressulcos) e canalizada ou de fluxo concentrado (sulcos/ravinas e voçorocas), subsuperficial (*piping*), fluvial, lacustre, costeira e glacial (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010).

A erosão hídrica é desencadeada por eventos pluviométricos. Durante esses eventos, o desprendimento das partículas de solo ocorre de duas maneiras: pelo impacto das gotas de chuva, responsáveis pela maior parte da desagregação do solo, e pelas forças exercidas pela água que flui sob a superfície, denominado escoamento superficial. Essa última ocorre quando a taxa de infiltração do solo é excedida (FAO, 2019). O poder de transporte do escoamento é inversamente proporcional a resistência do solo ao fluxo, que dependerá do tamanho das partículas e agregados, da sua composição, da rugosidade da superfície e da vegetação.

O transporte do sedimento desprendido através do escoamento ocorre primeiro na forma de lâminas finas, ou seja, quando uma camada uniforme da superfície é removida (erosão difusa ou entressulcos) e evolui para a erosão em sulcos à medida que o seu fluxo se concentra originando pequenos canais (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010). Quando esse fluxo tem capacidade de formar canais com profundidade superior a 0,3 m, estes recebem o nome de voçorocas.

Segundo Poesen et al. (2003), as voçorocas são canais com seção transversal maior que 929 cm², sendo definida como o processo de erosão pelo qual a água do escoamento se acumula e reincide frequentemente em canais estreitos e, em curtos períodos, removendo o solo a profundidades consideráveis. Além da erosão de fluxo concentrado, nas voçorocas, ocorrem outros processos que contribuem para a sua formação, como a erosão em túneis (*piping*) e os movimentos de massa (CASTILLO; GÓMEZ, 2016; SIDLE et al., 2019).

A erosão em túneis (*piping*), comum em terras áridas e semiáridas, é subterrânea e ocorre principalmente em solos com horizonte B altamente erodível, mas com horizonte A estável. O escoamento em canais, fissuras naturais e tocas de animais são responsáveis por iniciar os túneis, que se expandem ao ponto de não suportar mais o peso da superfície e colapsam formando buracos e voçorocas (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010).

A erosão de margens fluviais é um processo que ocorre naturalmente quando as forças exercidas pelo fluxo de água excedem as forças de resistência dos materiais que compõem as margens e da vegetação, no entanto, atividades antrópicas, como mudanças no uso do solo, confinamento ou realinhamento de canais e retirada da vegetação, aumentam a frequência e a magnitude desse processo (DURLO; SUTILI, 2014).

À medida que o fluxo de água já não é capaz de transportar o material erodido, acontece o processo de deposição. Esse geralmente ocorre na base das encostas (onde a diminuição da inclinação reduz a velocidade do fluxo) ou locais onde a água não está mais confinada em um canal estreito (como quando um talude termina em uma superfície plana). Porém, muitas vezes os sedimentos são transportados para canais fluviais, lagos e reservatórios (FAO, 2019).

2.2 IMPACTOS DA EROSÃO DO SOLO

Considerada um dos mais importantes problemas ambientais, principalmente em áreas mais propensas à sua ação, como encostas íngremes, margens de cursos de água e mesmo áreas planas desprovidas de vegetação, a erosão do solo gera custos anuais extremamente elevados em diversos países e inúmeras consequências ambientais e sociais (ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008).

Os impactos da erosão do solo podem ser constatados tanto no local (*on-site*) em que ocorre quanto em locais mais distantes (*off-site*). Além de afetar negativamente inúmeras funções do solo, a erosão está associada ao assoreamento e poluição de corpos hídricos, contaminação da água por agrotóxicos e outros químicos sintéticos e redução do potencial de geração de energia elétrica e diminuição da vida útil de reservatórios, como podemos observar na Tabela 1.

Tabela 1 - Os efeitos da erosão do solo sobre as principais funções do solo responsáveis pela prestação de serviços ecossistêmicos.

Serviços ecossistêmicos	Funções do solo	Efeitos da erosão
<i>Serviços de apoio: são necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos – benefícios indiretos à população</i>		
Produção primária	Meio para germinação de sementes e crescimento radicular	Redução da zona ótima de enraizamento para extração de água e nutrientes do solo
	Fornecimento de nutrientes e água para as plantas	
Ciclagem de nutrientes	Retenção e liberação de nutrientes	Perda de materiais orgânicos carregados do horizonte de superfície do solo
<i>Serviços de regulação: benefícios obtidos com a regulação dos processos dos ecossistemas</i>		
Regulação da qualidade da água	Retenção, filtragem e tamponamento de substâncias na água do solo	Transferência de sedimentos e contaminantes ligados aos sedimentos para os corpos de água
Regulação do suprimento de água	Regulação da infiltração de água no solo e do fluxo de água no seu interior	Diminuição da infiltração superficial e da capacidade de retenção de água do solo
Regulação da qualidade do ar	Regulação do conteúdo particulado da atmosfera	Transferência de partículas para a atmosfera
Regulação do clima	Regulação de CO ₂ , N ₂ O, e CH ₄	Transferência lateral de carbono orgânico do solo na paisagem e possível aumento das emissões de CO ₂
<i>Serviços de fornecimento: produtos ('bens') obtidos dos ecossistemas – benefícios diretos à população</i>		
Alimentação, fibras e combustíveis	Fornecimento de água, nutrientes e apoio físico para o crescimento de plantas para consumo humano e animal	Degradação do abastecimento de água e nutrientes e diminuição da profundidade do meio de enraizamento adequado

Fonte: FAO, 2019.

2.2.1 On-site

A remoção da camada superficial do solo, que geralmente contém maior teor de matéria orgânica que as camadas inferiores, diminui a sua fertilidade e a zona ótima de enraizamento para as plantas, limitando o desenvolvimento de suas raízes. Além disso, a diminuição dos teores de matéria orgânica afeta a formação de agregados estáveis e diminui a porosidade do solo e a produtividade das culturas.

Além de proporcionar perdas de solo e nutrientes, a erosão também afeta a regulação do suprimento de água, uma vez que diminui as taxas de infiltração e a capacidade de retenção de água no solo (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010).

2.2.2 Off-site

Os ecossistemas aquáticos são muitas vezes severamente afetados pelas elevadas cargas de material erodido que entram no canal dos cursos de água. A erosão do solo contribui para a poluição dos corpos hídricos, uma vez que é responsável por grande parte da transferência de agrotóxicos, fertilizantes e metais pesados contidos nos sedimentos, causando eutrofização e consequente impacto na vida aquática e efeitos tóxicos diretos nos organismos (LI et al., 2018; QUINTON; CATT, 2007; SILVA et al., 2017). Conforme Fernandes et al. (2020), o Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos do mundo, o que torna tais consequências ainda mais preocupantes.

Quando o solo erodido entra nos sistemas de água em grandes quantidades, alterações na turbidez, penetração de luz, temperatura da água e nas concentrações de oxigênio dissolvido podem ter graves efeitos prejudiciais para a biota aquática (RICKSON, 2014). Segundo o mesmo autor, a severidade dessas alterações irá depender da conectividade entre o local da erosão e os cursos de água.

Alterações induzidas pela erosão na ciclagem do carbono, nitrogênio e fósforo podem influenciar uma série de processos do solo e possivelmente causar alterações na composição atmosférica e climáticas. A erosão tem um grande efeito no armazenamento de carbono orgânico do solo. Em cada evento, o colapso dos agregados de solo promove a liberação do carbono mantido dentro das argilas e no seu conteúdo orgânico para a atmosfera na forma de CO₂, aumentando a emissão de gases do efeito estufa (NAIPAL et al., 2018; QUINTON et al., 2010).

2.2.3 Infraestruturas

Os mecanismos de erosão e deposição do solo desempenham um papel crucial na sustentabilidade de lagos e reservatórios. Esses locais recebem grande volume de escoamento e sedimentos produzidos nas bacias hidrográficas circundantes (LUZ et al., 2016), causando uma redução estimada de 1% da capacidade total desses reservatórios a cada ano (PETKOVSEK; ROCA, 2014).

Problemas relacionados com a erosão são os principais impactos ambientais na fase de operação da maioria dos reservatórios das usinas hidrelétricas brasileiras, refletindo na perda de áreas agrícolas, urbanas e florestais, na qualidade da água, na abrasão de equipamentos eletromecânicos, e principalmente na redução da vida útil dos reservatórios e aumento dos custos de operação devido à sedimentação (ARDILA et al., 2021).

A hidroeletricidade é a fonte de energia com maior participação na matriz energética brasileira, representando 64,9% da energia consumida no país (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2020) e segundo dados do Sistema de Informações de Geração da ANEEL, no início de 2021, o país contava com 1383 empreendimentos em operação para geração de energia elétrica, incluindo usinas hidrelétricas (UHE), centrais geradoras hidrelétricas (CGH) e pequenas centrais hidrelétricas (PCH).

A ocupação indevida (agricultura, turismo e construções) das áreas de preservação permanente nas margens dos reservatórios, que segundo a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012) deve ser uma faixa de no mínimo 30 metros com vegetação ciliar, promovem a exposição e o enfraquecimento dessas margens (ARDILA et al., 2021). Esse enfraquecimento potencializa os processos erosivos que ocorrem nas margens desses reservatórios, tais como movimentos de massa, *piping* e erosão superficial, que em sua maioria são desencadeados pela formação de ondas na superfície e pela oscilação sazonal do nível da água (SIQUEIRA et al., 2015).

A erosão superficial e os movimentos de massa também estão presentes na construção e operação de empreendimentos rodoviários e ferroviários, e ocorrem principalmente devido a retirada da vegetação, exposição do solo e construção de aterros e taludes, frequentemente com inclinações elevadas. As estradas geram grande volume de escoamento devido a impermeabilização do solo e a entrada de

água e sedimentos de fora do local através da conectividade ao longo desses taludes e áreas adjacentes (PEREIRA, 2015; PIRES; CARMO JUNIOR, 2018).

O Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) expõe que esses empreendimentos causam alterações ambientais na região onde se inserem, tais como a supressão da vegetação nativa, alterações da drenagem natural e concentrações dos fluxos pluviais em determinados talvegues, alterações do relevo pela movimentação de solo e interrupção de corredores ecológicos da fauna.

Com o intuito de suprimir ou mitigar esses problemas ambientais, o DNIT regulamenta, por meio da Instrução de Serviço IS-246: Componente Ambiental de Estudos e Projetos Rodoviários, as diretrizes para o tratamento ambiental e revestimento vegetal dessas áreas. Os planos ambientais das rodovias devem conter medidas de controle de processos erosivos, recuperação do passivo ambiental, reabilitação das áreas degradadas e reintegração da rodovia ao meio ambiente circundante através do revestimento vegetal herbáceo, arbustivo e arbóreo. Conforme o órgão, essas medidas são consideradas as mais eficientes para recuperação da bioestrutura dos solos expostos e para atingir os efeitos desejados na reabilitação ambiental das áreas afetadas pelas atividades rodoviárias (DNIT, 2009).

A instalação de dutos para transporte de petróleo e gás e linhas de transmissão de energia também são suscetíveis aos processos erosivos, uma vez que resultam em grandes perturbações da vegetação e exposição do solo ao longo de suas estruturas. No caso das dutovias a erosão do solo pode levar à remoção do aterro e à exposição dos dutos, causando corrosões nas tubulações e representando um alto risco de falhas mecânicas (BAYRAMOV; BUCHROITHNER; BAYRAMOV, 2016; RICHARDSON et al., 2017). De acordo com Richardson et al. (2017), para mitigar os impactos ambientais causados nesses locais, os corredores dessas infraestruturas devem ser recuperados através do semeio ou plantio de mudas já propagadas de espécies nativas.

2.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A EROSÃO

Para controlar a erosão do solo faz-se necessário o conhecimento dos fatores que governam esse processo. Os principais fatores que controlam a erosão hídrica são: clima, propriedades do solo, topografia e vegetação. A interação entre esses fatores irá determinar a magnitude e a taxa de erosão do solo. De acordo com Morgan

(2005), a severidade da erosão depende da quantidade de material desagregado ao longo do tempo e a capacidade dos agentes de erosão para transportá-lo.

De maneira resumida, podemos exemplificar os principais fatores que influenciam a erosão do solo através da equação universal de perda de solo (USLE). Esse modelo foi desenvolvida nos Estados Unidos por Wischmeier e Smith (1978) para estimar a perda de solo em uma área específica. Atualmente, a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) (RENARD et al., 1997) é o modelo mais amplamente usado para erosão hídrica, a qual manteve a estrutura básica da USLE e incluiu novas pesquisas sobre vários dos fatores (FAO, 2019).

A RUSLE é expressa por $A = RKLSCP$, onde: A= perda média de solo por unidade de área ($t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); R representa o fator de erosividade da chuva; K é o fator de erodibilidade do solo; L refere-se ao comprimento da encosta, S é a declividade média da encosta; C é a cobertura vegetal e fator de manejo e P são as práticas complementares de conservação do solo.

2.3.1 Clima

Fatores climáticos como a precipitação e o balanço hídrico afetam a erosão do solo. A precipitação é o principal agente da erosão hídrica e a magnitude da erosão é determinada pela sua quantidade, intensidade e frequência. Dentre esses, a intensidade da chuva é o fator mais crítico, estando diretamente correlacionado com a erosão, ou seja, quanto mais intensa for a chuva maior será a erosão do solo (FAO, 2019; LI; FANG, 2016).

Na RUSLE o fator climático é representado pela erosividade da chuva (R), que expressa o potencial da chuva em provocar erosão em uma área. A perda de solo provocada por chuvas em uma área é diretamente proporcional ao produto da energia cinética da chuva e da sua intensidade máxima em 30 minutos de precipitação (EI30). A média dos valores anuais de EI30 de um longo período (mais de vinte anos) é o valor do fator de erosividade da chuva (KINNELL, 2016).

Regiões tropicais, como o Brasil, apresentam valores mais elevados de erosividade pluviométrica que regiões de clima temperado, devido à elevada quantidade de precipitação, intensidade e energia cinética da chuva (GUERRA et al., 2017).

Segundo Oliveira, Wendland e Nearing (2013), a erosividade anual da chuva no Brasil varia de 1672 a 22452 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ yr⁻¹, sendo que os valores mais baixos são observados na região Nordeste do país e os mais elevados nas regiões Norte e Sudeste. Para eles, a erosividade pluviométrica tende a aumentar de leste para oeste, particularmente na parte norte do país.

2.3.2 Solo

A erodibilidade do solo é definida como a resistência do solo ao desprendimento e transporte de suas partículas. As propriedades do solo afetam fortemente tanto a quantidade de escoamento gerado a partir de um ponto quanto a resistência do solo ao desprendimento. O fator erodibilidade de um solo (K) é dependente da sua composição granulométrica ou textura, conteúdo de matéria orgânica, estrutura, permeabilidade e resistência ao cisalhamento (MORGAN, 2005).

Em termos de textura, solos com dominância de argilas apresentam maior resistência ao desprendimento devido à alta coesão entre suas partículas, ao passo que solos com maior presença de areias médias a grossas resistem mais ao deslocamento por causa de suas maiores dimensões. Assim, solos com maior presença de silte e areias finas tendem a ser mais suscetíveis ao desprendimento e ao transporte (FAO, 2019). Para Guerra et al. (2014b), solos arenosos e franco-arenosos são especialmente mais suscetíveis à erosão.

Os materiais orgânicos estabilizam e estruturam o solo e, portanto, solos com maior conteúdo de matéria orgânica apresentam maior resistência à erosão hídrica. Em geral, quanto mais elevado for o teor de argila do solo e quanto maior for o teor de matéria orgânica, mais resistentes são os agregados à erosão (FAO, 2019; GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2020). Para THOMAZ (2019) a matéria orgânica tem papel fundamental na formação e manutenção dos agregados, especialmente, nos solos em que ela é o principal agente cimentante.

A água que chega a superfície através da precipitação pode infiltrar no solo ou gerar escoamento superficial, ou seja, quanto maior for a capacidade de infiltração de um solo menor será o escoamento superficial e a capacidade deste em desagregar e transportar partículas de solo. De acordo com Morgan (2005), as taxas de infiltração dependem das características do solo. Geralmente, solos de textura grossa como arenosos e franco-arenosos apresentam maiores taxas de infiltração que solos

argilosos, devido aos maiores espaços entre os poros. Blanco-canqui e Lal (2010) citam que a compactação do solo reduz a macroporosidade do solo e a infiltração de água e aumenta as taxas de escoamento.

Além disso, à medida que os agregados de solo se rompem devido ao impacto das gotas de chuva ocorre a formação de crostas, que eventualmente provocam a selagem dos solos, diminuindo as taxas de infiltração e, conseqüentemente, aumentando as taxas de escoamento superficial e perda de solo (GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2020).

2.3.3 Topografia

O fator topográfico é expresso na RUSLE pelo comprimento (L) e pela inclinação (S) da encosta. Normalmente, a taxa de erosão do solo aumenta com o aumento da inclinação e do comprimento da encosta, devido ao aumento da velocidade e do volume de escoamento superficial. Para Morgan (2005), a erosão do solo aumenta numa relação linear com o aumento da inclinação, ou seja, quanto maior a inclinação de um talude maior será a velocidade do escoamento e a sua capacidade de causar erosão.

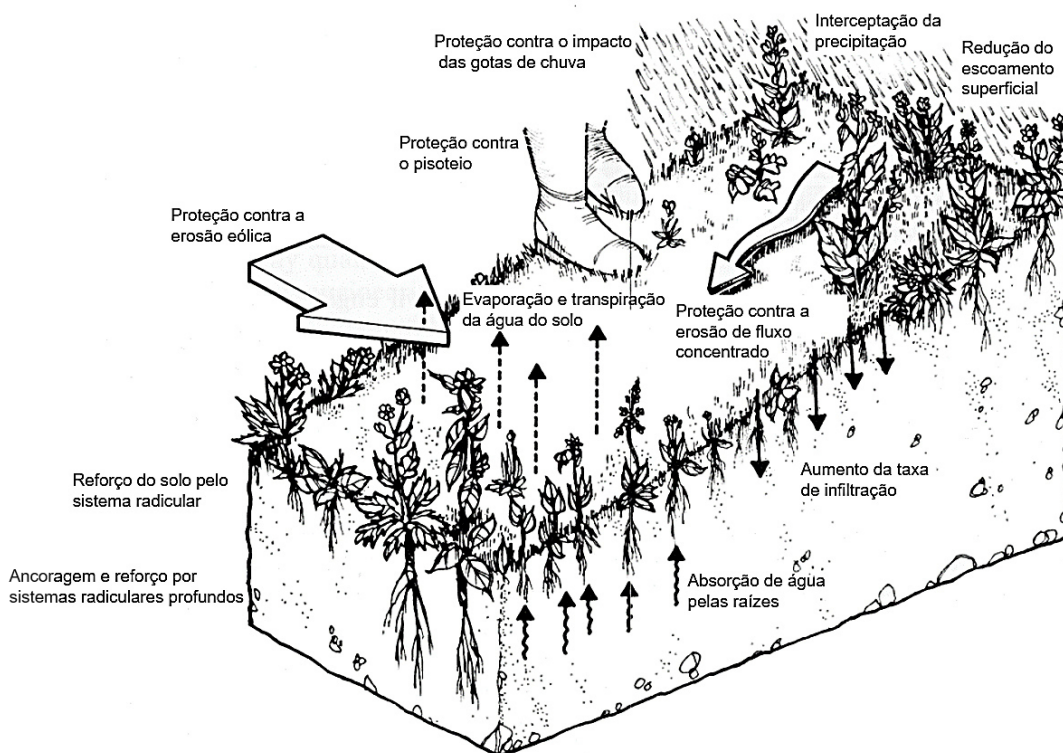
O comprimento da encosta é definido como a distância do ponto de origem do escoamento superficial até o ponto onde a declividade da encosta decresce o suficiente para que inicie a deposição e portanto, à medida que o escoamento se acumula mais abaixo, o seu volume aumenta e, conseqüentemente também o seu potencial de transporte (FAO, 2019).

2.3.4 Vegetação

Os fatores C e P da RUSLE referem-se à cobertura vegetal e às práticas de cultivo e conservação do solo. A cobertura vegetal tem um efeito significativo em todas as fases da erosão hídrica. As plantas interagem diretamente com os agentes erosivos, modificando a energia da chuva que atinge a superfície do solo e alterando a velocidade do escoamento. Através do seu efeito sobre o ciclo hidrológico, as plantas exercem o maior controle sobre a geração de escoamento (MORGAN; RICKSON, 1995).

A importância da cobertura vegetal no controle da erosão hídrica é amplamente reconhecida. Diversos autores concordam que as plantas podem desempenhar funções técnicas hidrológicas e mecânicas no solo (Figura 1), as quais podem reduzir efetivamente as perdas de solo por erosão (COPPIN; RICHARDS, 2007; CORNELINI; FERRARI, 2008; EVETTE et al., 2011; MENEGAZI; PALMERI, 2013; MORGAN; RICKSON, 1995).

Figura 1 - Efeitos hidrológicos e mecânicos da vegetação no solo.



Fonte: Adaptado de Coppin e Richards (2007).

Do ponto de vista hidrológico, a vegetação intercepta a precipitação e absorve parte da energia das gotas da chuva, protegendo e reduzindo a quantidade de água que chega ao solo. Uma parte da precipitação interceptada é armazenada nas folhas e caules e mais tarde é devolvida à atmosfera por evaporação, e o restante atinge o solo, seja pelo fluxo do caule ou pela drenagem foliar. As plantas também auxiliam no processo de infiltração e drenagem da água no solo e aumentam a rugosidade da superfície, diminuindo o volume e a velocidade do escoamento superficial.

Sob o ponto de vista mecânico, as plantas melhoram as propriedades de engenharia dos solos, reforçando-o através de suas raízes e contribuindo para

aumentar a sua estabilidade (COPPIN; RICHARDS, 2007; MORGAN; RICKSON, 1995; SOUSA; SUTILI, 2017).

É importante ressaltar, entretanto, que esses efeitos nem sempre são benéficos. Plantas com copas mais altas e compostas por folhas grandes permitem maior interceptação das gotas da chuva, por outro lado, o acúmulo de água em suas folhas altera o tamanho e a energia das gotas que atingem o solo, podendo aumentar o seu poder de desagregação (COPPIN; RICHARDS, 2007). À vista disso, para obter os efeitos de estabilização e proteção desejados, faz-se necessário selecionar as espécies aptas para cada situação específica e empregar os métodos adequados de plantio (DURLO; SUTILI, 2014).

As características morfológicas das plantas que desempenham funções técnicas na redução da erosão do solo são abordadas mais detalhadamente no capítulo 4.

3 SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA

O termo soluções baseadas na natureza (SBN) é definido pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) como as ações de proteção, manejo e uso sustentável e restauração de ecossistemas naturais ou modificados que objetivam enfrentar os desafios da sociedade (p. ex. as mudanças climáticas, a segurança alimentar e hídrica ou os desastres naturais) de forma eficaz e adaptativa, proporcionando simultaneamente bem-estar humano e benefícios para a biodiversidade (COHEN-SHACHAM et al., 2016).

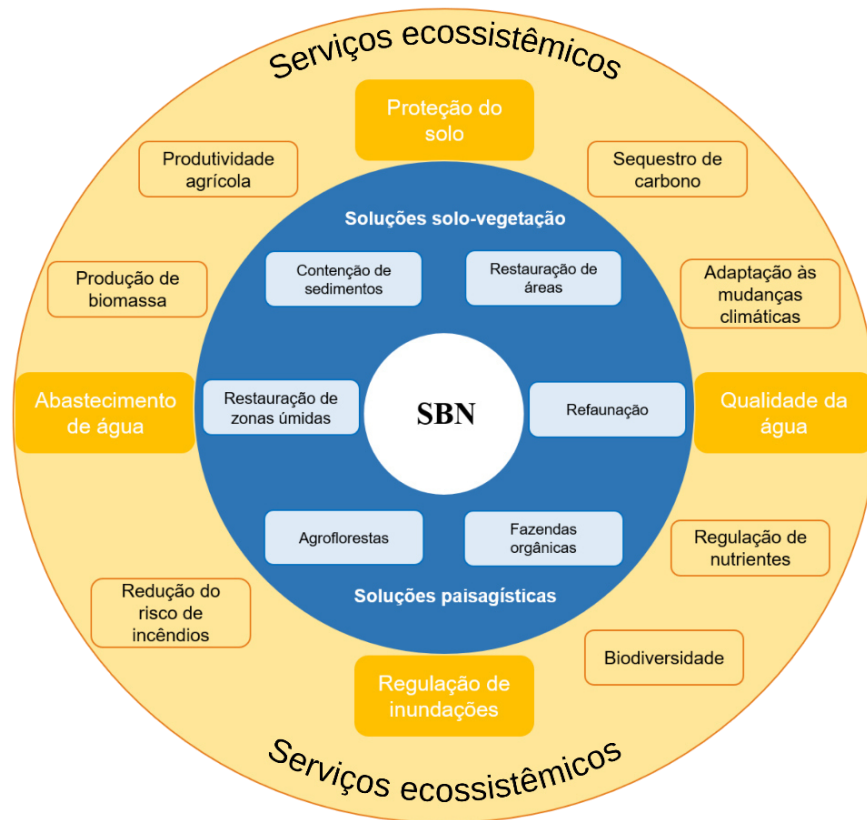
SBN é um novo conceito global que abrange uma série de abordagens relacionadas com o ecossistema. Estas abordagens podem ser classificadas em: (a) abordagens de restauração de ecossistemas (p. ex., restauração ecológica, engenharia natural e restauração da paisagem florestal); (b) abordagens ecossistêmicas (p. ex., adaptação, mitigação e redução do risco de desastres com base em ecossistemas); (c) abordagens relacionadas com infraestruturas (p. ex., infraestruturas naturais e infraestruturas verdes); (d) abordagens de gestão baseadas em ecossistemas (p. ex., gestão integrada da zona costeira e gestão integrada dos recursos hídricos); e (e) abordagens de proteção de ecossistemas (p. ex., abordagens de conservação, incluindo gestão de áreas protegidas (COHEN-SHACHAM et al., 2019; NESSHÖVER et al., 2017).

Keesstra et al. (2018) dividem as SBN em soluções solo-vegetação e soluções paisagísticas (Figura 2). As soluções solo-vegetação podem ser caracterizadas por medidas que melhoram as funções e a resiliência do solo, como por exemplo a presença de cobertura vegetal, que promove maior infiltração, estabilidade e rugosidade no solo e reduz o fluxo terrestre e o transporte de sedimentos associado. Por outro lado, as soluções paisagísticas centram-se principalmente no conceito de conectividade. Paisagens menos conectadas diminuem a quantidade de precipitação que é transformada em escoamento e, portanto, diminuem o risco de inundações, estiagens e erosão do solo.

Dentro desse contexto, o papel da vegetação para prevenir e mitigar os impactos de desastres naturais e eventos climáticos extremos recebe especial atenção (ARCE-MOJICA et al., 2019). Importantes SBN que utilizam os múltiplos benefícios das plantas para minimizar os processos erosivos e a formação de

deslizamentos de terra incluem as técnicas de engenharia natural (KUMAR et al., 2020).

Figura 2 - Visão geral esquemática de diferentes tipos de soluções baseadas na natureza.



Fonte: Adaptado de Keesstra et al. (2018).

3.1 ENGENHARIA NATURAL

A engenharia natural (EN) pode ser considerada a pioneira das SBN na proteção e estabilização de encostas e controle da erosão superficial, posto que oferece soluções ecológicas e econômicas de acordo com os princípios das SBN "inspiradas, apoiadas ou copiadas da natureza" (KALSNES; CAPOBIANCO, 2019).

Considerada uma disciplina técnico-biológica, a EN consiste em um conjunto de técnicas de baixo impacto ambiental que utilizam as plantas como materiais de construção vivos e contribuem significativamente para a proteção do solo contra todas as formas de erosão (EFIB, 2015).

Essas técnicas são aplicadas em um contexto de engenharia ecológica, combinando sistemas ecológicos com as atividades humanas para a coexistência benéfica de ambos (GHESTEM et al., 2014). Nesse sentido, a EN visa assegurar uma solução eficiente baseada na natureza para a proteção e consolidação do solo e de infraestruturas (FERNANDES; GUIOMAR, 2016; TARDÍO et al., 2018).

A EN tem sido amplamente utilizada em todo o mundo e aplicada em diferentes contextos incluindo a minimização da erosão do solo, proteção e estabilização de encostas e margens de cursos de água, reabilitação ambiental de infraestruturas lineares (taludes rodoviários e ferroviários, dutos terrestres, linhas de transmissão de energia, entre outros), áreas industriais, áreas mineradas, aterros sanitários e outras obras de infraestrutura, consolidação de áreas costeiras, ou ainda intervenções de renaturalização e restauração de habitats e sistemas ecológicos (CORNELINI; FERRARI, 2008; REY et al., 2019).

Segundo BISCHETTI; DI FI DIO; FLORINETH, 2014), o sucesso da EN se deve a mistura entre preocupações técnicas e ambientais, cumprindo objetivos de segurança e mantendo simultaneamente uma elevada qualidade ambiental. Além disso, as técnicas de EN constituem-se em uma forma barata de resolver os problemas ambientais existentes, uma vez que frequentemente podem ser empregados materiais disponíveis no local e um mínimo de equipamentos pesados (LEWIS, 2000).

Nos sistemas de EN, as plantas podem ser utilizadas sozinhas ou combinadas com materiais inertes (madeira, estacas, fibras de coco, juta, palha, biomantas, pedra, ferro, geossintéticos e outros) resultando em uma comunidade viva dinâmica e resiliente, capaz de se restabelecer após perturbações e, se adequadamente mantida, de assegurar uma intervenção eficaz a longo prazo, com eficácia em permanente desenvolvimento (SCHIECHTL; STERN, 1996; TARDIO et al., 2018).

As técnicas de EN podem ser classificadas de diferentes maneiras, dependendo das condições locais e da utilização pretendida. Alguns autores as classificam de acordo com os seus campos de aplicação (SOUSA; SUTILI, 2017; SUTILI; GAVASSONI, 2012), outros em relação à combinação de materiais utilizados (PUNETHA; SAMANTA; SARKAR, 2019) ou ainda de acordo com os níveis de resistência de cada técnica (LI; EDDLEMAN, 2002).

No que diz respeito aos campos de aplicação, as técnicas de EN podem ser divididas em: controle de erosão superficial, estabilização geotécnica e estabilização

hidráulica. As intervenções de controle de erosão superficial têm como principal objetivo cobrir e proteger o solo superficialmente, entre elas citam-se a semeadura manual, hidrossemeadura, biomantas vegetadas e plantio de herbáceas. Já as técnicas de estabilização geotécnica (p. ex. banquetas vegetadas, muros de suporte vivo e gabiões vivos) são aplicadas para estabilizar as camadas de solo em profundidade e as técnicas de estabilização hidráulica para solucionar problemas relacionados aos cursos de água, lagos, barragens, entre outros. Exemplos de intervenções hidráulicas são o enrocamento vegetado, feixes, esteiras e entrançados vivos, defletores vivos e muros de suporte vivo.

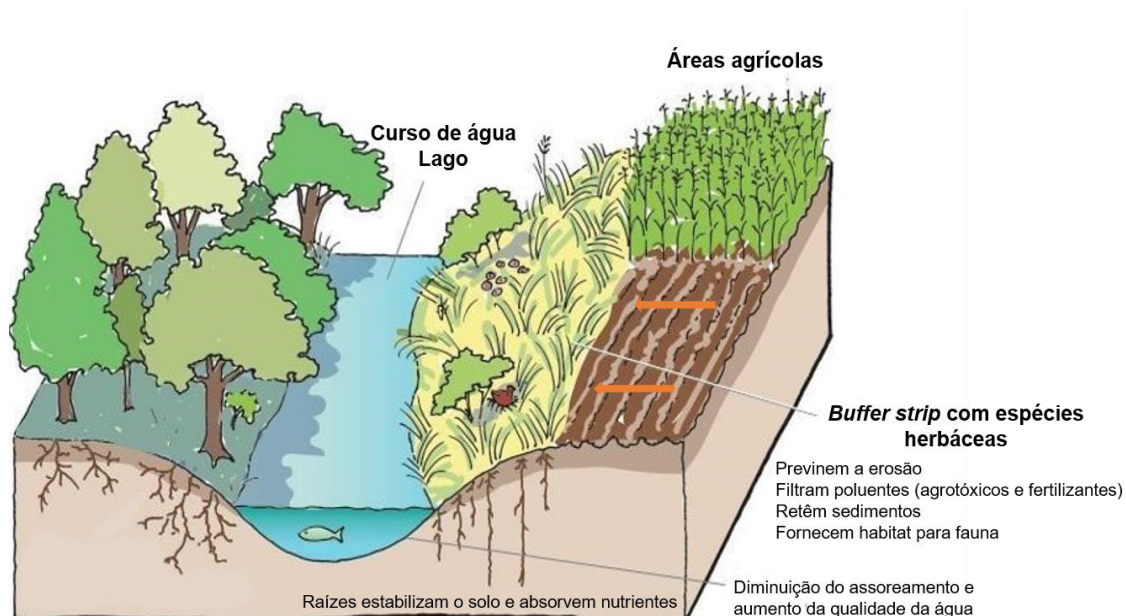
A atuação dessas técnicas, no entanto, é limitada pelo crescimento e alcance do sistema radicular das espécies utilizadas. Tardio et al. (2018) mencionam que as plantas têm capacidade de estabilizar o solo até profundidades de 1,5 a 2 metros, dependendo da espécie. Já para Punetha, Samanta e Sarkar (2019), a atuação das raízes das plantas no solo é na ordem de 2 a 3 metros de profundidade, limitando o uso das técnicas de EN em movimentos de massa profundos.

As plantas, como principais componentes das intervenções de EN, não devem ser consideradas apenas do ponto de vista ecológico e estético, mas também funcional e técnico, como materiais vivos eficazes para a construção. E, portanto, o sucesso dessas intervenções depende da escolha de espécies aptas para cada situação específica e do seu adequado crescimento e desenvolvimento (DURLO; SUTILI, 2014; ZAIMES et al., 2019).

3.1.2 *Buffer strips* com herbáceas

Buffer strips com herbáceas são faixas de vegetação herbácea permanente situadas imediatamente adjacentes aos corpos hídricos (Figura 3) e constituem uma técnica de EN (REY et al., 2019) eficiente e econômica para reduzir o escoamento da água, reter sedimentos e filtrar produtos químicos (p. ex., nutrientes, pesticidas) contidos nos sedimentos de zonas agrícolas (ALEMU et al., 2017). Existem variados tipos de *buffer strips* com vegetação herbácea incluindo faixas vegetadas de filtragem (*vegetative filter strips*), barreiras de gramíneas (*grass hedges*) e canais vegetados (*grassed waterways*) (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010).

Figura 3 - *Buffer strip* com vegetação herbácea.



Fonte: Adaptado de Minnesota Pollution Control Agency (2015).

Esses sistemas são ferramentas fundamentais para evitar a erosão e inundações. Acima da superfície, *buffer strips* retardam o escoamento superficial e aprisionam sedimentos e nutrientes. Abaixo dela, estabilizam e agregam o solo, bem como aumentam o seu conteúdo de matéria orgânica e a sua capacidade de infiltração. Em locais declivosos, esses sistemas previnem deslizamentos de terra enquanto reduzem a erosão do solo. *Buffer strips* ancoram as linhas costeiras dos corpos hídricos e dissipam a energia erosiva das ondas. Adicionalmente, contribuem para a biodiversidade, aumentam a produção agrícola e melhoram a estética da paisagem terrestre (BAUMHARDT; BLANCO-CANQUI, 2014; HUFFMAN et al., 2013; RICHET; OUVRY; SAUNIER, 2017).

Atualmente, os *buffer strips* estão entre as melhores práticas para a gestão da qualidade da água tanto em áreas agrícolas quanto urbanas. Tais sistemas multifuncionais podem reter > 70% dos sedimentos e > 50% dos nutrientes, dependendo das espécies de plantas, manejo, intensidade das chuvas e inclinação (BAUMHARDT; BLANCO-CANQUI, 2014). Mekonnen et al. (2015) realizaram uma revisão de diversos estudos que determinaram a capacidade de retenção de sedimentos das faixas vegetadas, as quais variaram em média de 65 a 90% em experimentos sob chuva natural.

Dong et al. (2018) mencionam que as faixas vegetadas têm potencial de reduzir a erosão em voçorocas causada pelo fluxo concentrado. Esses autores constataram que faixas de gramíneas diminuem claramente o fluxo hidráulico (cerca de 56-70%) e aumentam a resistência a este (1,2 a 1,5 vezes) de acordo com os parâmetros hidráulicos selecionados.

Buffer strips também podem oferecer uma opção prática e de baixo custo para controlar processos erosivos nas margens de grandes reservatórios de usinas hidrelétricas e diminuir a quantidade de sedimento transportado até eles (LUZ et al., 2016).

4 COMO SELECIONAR PLANTAS PARA O CONTROLE DA EROSÃO DO SOLO

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A vegetação tem sido frequentemente utilizada em projetos para reduzir o impacto dos processos erosivos do solo em encostas íngremes, margens de cursos de água, áreas agrícolas, taludes rodoviários, barragens de hidrelétricas, entre outros (ARAÚJO-FILHO; HOLANDA; ANDRADE, 2013; BASTOLA et al., 2018; FOX; BHATTARAI; GYASI-AGYEI, 2011; KETTENHUBER; DEWES; SUTILI, 2017; MAFFRA; SUTILI, 2020; SOUSA; MAFFRA; SUTILI, 2017; VIANNA et al., 2020). No entanto, a adequação e eficácia das plantas para minimizar ou solucionar tais processos são fortemente dependentes das espécies utilizadas e do local do projeto, o que requer um profundo conhecimento das propriedades das espécies e sua interação com as características do local (TALEMA et al., 2017).

De acordo com Fernandes e Guiomar (2016), as principais dificuldades dos engenheiros e projetistas de obras de EN referem-se à seleção das plantas e a determinação se essas fornecerão os efeitos de proteção e estabilização exigidos no projeto, e a necessidade de garantir que o desenvolvimento das plantas, tanto aquelas instaladas quanto as que colonizarão naturalmente o local, atendam às exigências técnicas de longo prazo da intervenção. Para Norris et al. (2008) a seleção da espécie certa para um propósito específico é essencial para garantir a eficácia da solução ecotecnológica.

A seleção de espécies apropriadas e, mais importante, de uma mistura complementar de espécies, requer um cuidadoso equilíbrio de considerações (GHESTEM et al., 2014; MORGAN; RICKSON, 1995). Para Punetha, Samanta e Sarkar (2019), a escolha depende das condições do local onde serão utilizadas, do tipo de intervenção (controle de erosão ou estabilização do solo), do grau de adaptabilidade, do volume de raízes e da resistência a doenças das espécies.

Segundo Norris et al. (2008), as espécies utilizadas para a conservação das propriedades do solo e promoção da estabilização deste devem atender aos seguintes critérios: (i) plantas pioneiras que crescem rapidamente em terras degradadas, deslizamentos de terra, voçorocas e taludes de estradas; (ii) plantas com sistemas radiculares densos e profundos que adicionem resistência às camadas superficiais do

solo e aumentam a resistência ao cisalhamento; (iii) plantas que proporcionem elevada cobertura do solo e (iv) plantas com propagação rápida e simples.

Rey et al. (2019) citam que ao escolher quais espécies usar em um local, devem ser considerados os princípios da restauração ecológica e as condições ambientais locais e regionais para que um sistema ideal e sustentável seja criado. E complementam que para a criação de um sistema bem-sucedido, a fase inicial é de grande importância.

O uso de múltiplas espécies também deve ser considerado, evitando-se a formação de comunidades com uma só espécie, que pouco contribuem para a dinâmica da vegetação. Para Ghestem et al. (2014) a utilização de um conjunto de espécies parece ser mais eficaz na diminuição da erodibilidade do solo em relação à erosão hídrica. Cornellini e Sauli (2015) relatam que uma consolidação mais eficaz do solo é conseguida quando as raízes se distribuem em várias camadas e profundidades do solo, justificando a importância da utilização de diferentes espécies. Pérès et al. (2013) constaram que a biodiversidade vegetal provavelmente é um determinante importante da estabilidade de agregados do solo, aumentando significativamente de monoculturas a misturas de espécies vegetais.

A longo prazo, a riqueza e diversidade de espécies pode levar à diversidade de habitat, melhorando as propriedades do solo e promovendo assim, o funcionamento do ecossistema (ERKTAN et al., 2013). Além disso, deverão ser eleitas, sempre que possível, plantas com valor socioeconômico e cultural para as comunidades locais (DURLO; SUTILI, 2014; REUBENS et al., 2011).

4.2 CRITÉRIOS PARA SELEÇÃO DAS PLANTAS

4.2.1 Características funcionais das plantas

A utilização de plantas para fins de engenharia evidencia a importância de conhecer e empregar critérios de seleção considerados relevantes tendo em vista os objetivos a serem alcançados com as técnicas de EN (MARIANO, 2015). Coppin e Richards (2007) mencionam que as funções de engenharia que as plantas devem cumprir são determinantes para a escolha do tipo de vegetação a ser utilizada.

Dentro das aplicações da EN, o uso de espécies herbáceas é preferido contra a erosão superficial, pois estas apresentam altas taxas de cobertura do solo e sistema radicular denso que evita substancialmente a erosão do solo (LYONS; TRIMBLE; PAINE, 2000).

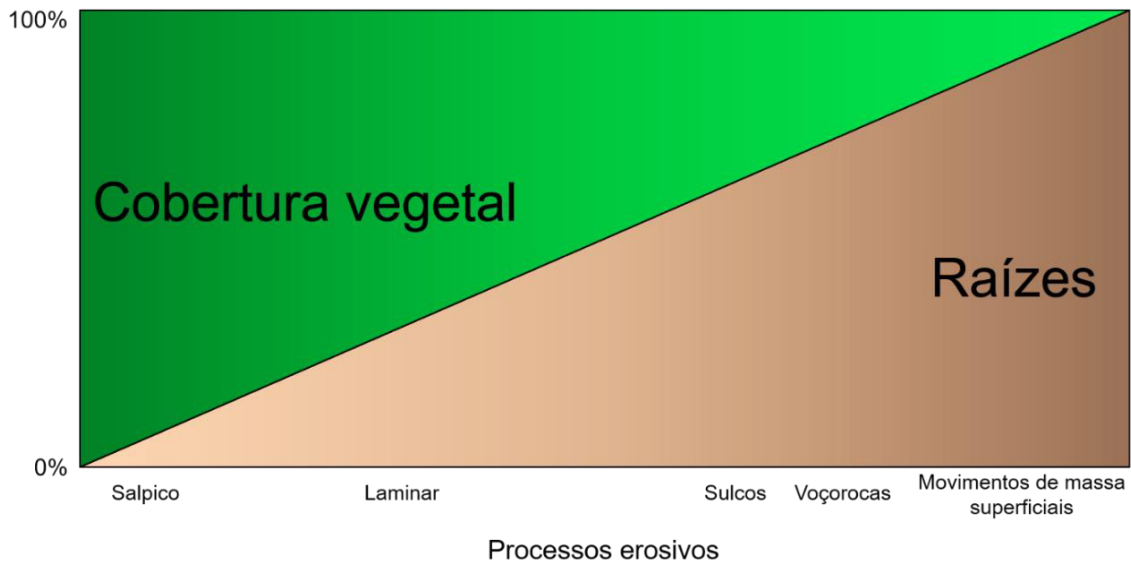
De acordo com Gray (1995), as espécies herbáceas são as melhores protetoras do solo contra a erosão. Essas espécies são mais eficientes na proteção do solo contra a erosão superficial (água e vento), na retenção de partículas de solo, redução do transporte de sedimentos, interceptação da precipitação, diminuição da velocidade de escoamento e melhoria da capacidade de infiltração de água no solo quando comparadas com as espécies lenhosas, que proporcionam maior proteção contra os movimentos de massa, devido ao seu maior sistema radicular (USDA, 1992).

Adicionalmente, as herbáceas apresentam rápido crescimento, proporcionando uma cobertura densa do solo em um curto período de tempo e respondem bem a diferentes técnicas de manejo, podendo ser empregadas em diversas SBN para controle da erosão e retenção de sedimentos (DE BAETS et al., 2006). Em seu estudo, Erktan et al. (2013) sugerem que a utilização de barreiras de espécies de gramíneas nativas é a melhor estratégia para iniciar a restauração ecológica de voçorocas.

A análise de estudos sobre a contribuição da biomassa acima e abaixo do solo para o controle da erosão, revela que a cobertura vegetal (parte aérea) tem maior influência na redução da desagregação das partículas de solo, ou seja, da erosão por salpico e entressulcos, enquanto que as características do sistema radicular das plantas têm maior efeito na redução da erosão em sulcos, voçorocas e nos movimentos superficiais (GYSSSELS et al., 2005; VANNOPPEN et al., 2015; ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008). Na Figura 4 é possível observar um modelo estrutural comparando o potencial das raízes e da cobertura proporcionada pelas plantas em reduzir os diferentes tipos de erosão hídrica.

Plantas que apresentam parte aérea densa e que promovam uma cobertura uniforme do solo são mais eficientes na interceptação da precipitação, diminuição do poder de desagregação das gotas de chuva e maximização das perdas por absorção e evaporação, diminuindo, assim, a quantidade de água que chega ao solo. A cobertura vegetal aumenta as taxas de evapotranspiração e diminui o conteúdo de água no solo devido a remoção dessa através da transpiração das plantas e pela evaporação da água interceptada por estas durante a precipitação (COPPIN; RICHARDS, 2007; SOUSA et al., 2020).

Figura 4 - Modelo estrutural do potencial de redução da erosão da cobertura vegetal e das raízes das plantas para os diferentes tipos de erosão.



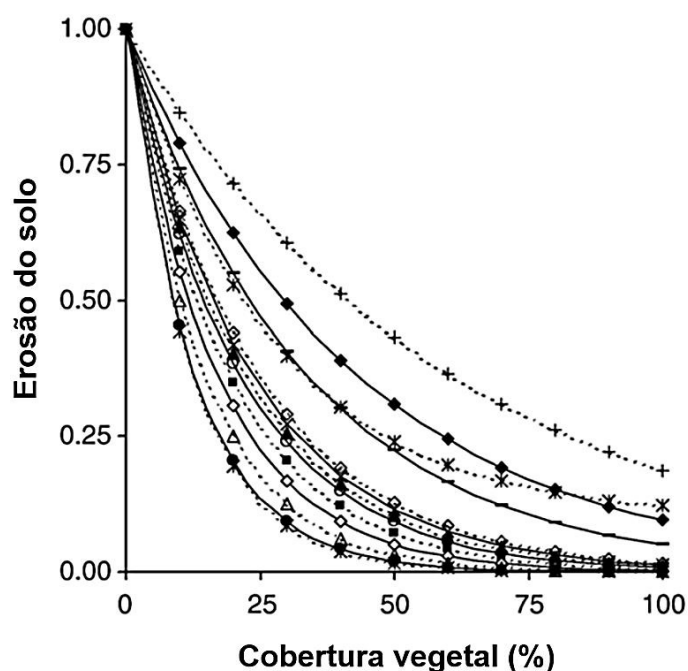
Fonte: Adaptado de Vannoppen et al. (2015).

A parte aérea das plantas também aumenta a rugosidade superficial, diminuindo a velocidade do escoamento e aumentando a infiltração de parte do fluxo de água. O grau de rugosidade depende da morfologia da planta, especificamente da densidade e altura de seus ramos (MORGAN; RICKSON, 1995). A combinação do aumento da rugosidade superficial, interceptação da precipitação e aumento da infiltração de água no solo diminui consideravelmente o escoamento superficial (COPPIN; RICHARDS, 2007).

De acordo com Lees et al. (2020), a eficiência das plantas na diminuição da velocidade do escoamento superficial e na retenção de sedimentos pode ser determinada pela densidade da área dos ramos/perfilhos (DAP), que é determinada pelo número de ramos/perfilhos e diâmetro desses por unidade de área. Mekonnen et al. (2016) relataram que espécies com maior número e densidade de ramos/perfilhos são mais eficientes na retenção de sedimentos.

De acordo com Zuazo e Pleguezuelo (2008), a relação entre as propriedades das plantas e a erosão do solo é expressa através de uma curva exponencial negativa entre cobertura vegetal (utilização de diferentes espécies) e taxas de erosão extraídas de diversos estudos (Figura 5). O autor ressalta que as curvas não refletem apenas o efeito da cobertura do solo e sim da combinação entre biomassa acima (parte aérea) e abaixo (raízes) do solo.

Figura 5 - Relação entre a cobertura vegetal e as taxas de erosão do solo.



Fonte: Adaptado de Gyssels et al. (2005).

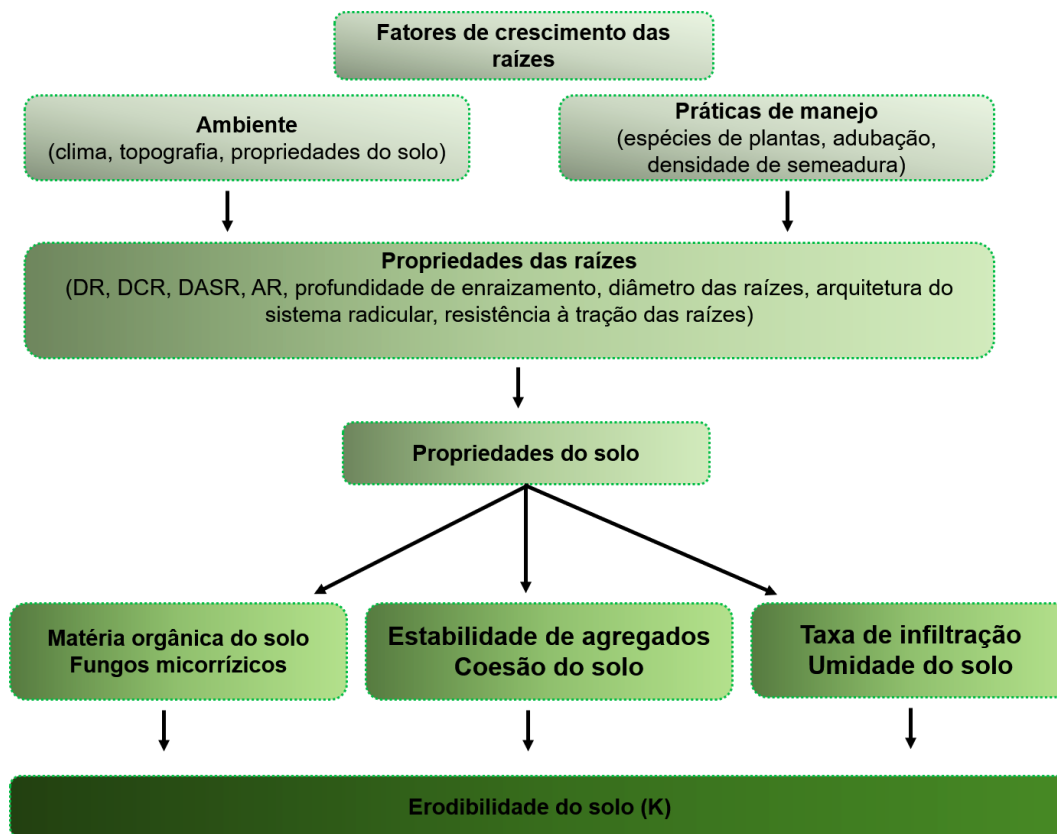
A altura da cobertura vegetal influencia na altura de queda das gotas de chuva interceptadas pela parte aérea das plantas. Isso afeta a velocidade de queda dessas gotas e aumenta seu impacto e, portanto, sua energia para desagregar partículas do solo (COPPIN; RICHARDS, 2007). À vista disso, as plantas utilizadas para controle dos processos erosivos devem ser baixas para proteger o solo e servir de barreira física, absorvendo o efeito mecânico do fluxo superficial de água (SOUSA; SUTILI, 2017). Ainda segundo esses autores, devem ser utilizadas plantas que proporcionem boa cobertura durante todo o ano e que tenham ciclo de vida mais longo.

As raízes das plantas alteram seu ambiente local de várias formas, desde a modificação do solo biofísico, químico e propriedades mecânicas, até estimulando a abundância microbiana e a diversidade (STOKES et al., 2014). Estudos realizados nos últimos anos indicam que as raízes desempenham um papel crucial na redução das taxas de desagregação do solo ocasionadas pelo fluxo concentrado e podem, portanto, ser muito eficazes no controle da erosão em sulcos e voçorocas (BURYLO et al., 2012a, 2012b; KATUWAL et al., 2013; DE BAETS et al., 2007; TALEMA et al., 2017; VANNOPPEN et al., 2015; ZHU; ZHANG, 2015).

Para Vannoppen et al. (2015), o potencial das raízes na redução da erosão é o resultado de interações complexas dentro da matriz raiz-solo (Figura 6). O

crescimento radicular irá induzir as reações biofísicas e bioquímicas no solo que modificam a sua mecânica e suas características hidrológicas. A presença de raízes irá aumentar a estabilidade dos agregados, através do entrelaçamento das raízes na matriz do solo e liberação de exsudatos que ligam as partículas de solo. Segundo o autor, a estabilidade dos agregados, a densidade de raízes e a densidade do comprimento de raízes estão negativamente correlacionadas com a erodibilidade do solo.

Figura 6 - Visão geral dos fatores envolvidos na redução da erosão pelos efeitos das raízes das plantas no solo.



DR (kg m^{-3}): densidade de raízes, DCR (km m^{-3}): densidade do comprimento de raízes, DASR ($\text{m}^2 \text{m}^{-3}$): densidade da área superficial radicular e AR: fração de área transversal de solo ocupada por raízes.
Fonte: Adaptado de Vannoppen et al. (2015).

A eficácia das raízes na redução das taxas de erosão é influenciada por diversas características das raízes, como a arquitetura do sistema radicular, a densidade, o comprimento e diâmetro das raízes, bem como do solo, nomeadamente a sua textura, umidade e densidade (BURYLO et al., 2012a; DE BAETS et al., 2007b).

De acordo com Zuazo e Pleguezuelo (2008), as raízes das plantas ao penetrar no solo deixam macroporos que melhoram o movimento da água e a difusão gasosa, melhorando a capacidade de infiltração. A infiltração do solo aumenta porque as raízes das plantas melhoram a porosidade e promovem a formação de agregados estáveis. A maior capacidade de infiltração do solo reduz o volume de escoamento e consequentemente a erosão do solo. As raízes também têm um efeito positivo sobre a agregação do solo, fornecendo resíduos orgânicos, suportando uma grande população microbiana na rizosfera e fornecendo alimentos para a biota do solo.

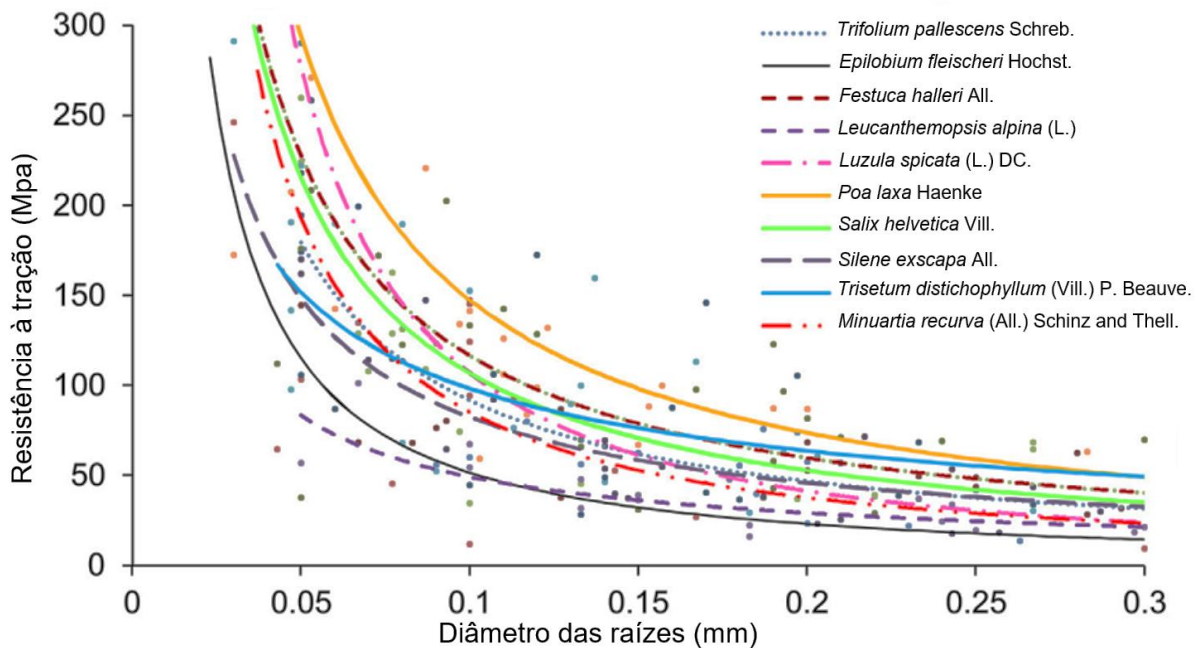
Sistemas radiculares com alta densidade e maior porcentagem de raízes finas, ou seja, com diâmetros até 5,0 mm, são mais eficientes no confinamento do solo e na diminuição das taxas de erosão superficial e perda de solo quando comparados com aqueles constituídos por raízes de diâmetros maiores (COPPIN; RICHARDS, 2007; GYSSELS et al., 2005; MORGAN; RICKSON, 1995). Adicionalmente, sistemas radiculares com maior quantidade de raízes finas podem ser mais efetivos no aumento da resistência ao cisalhamento do solo (GRAY; SOTIR, 1996).

Reubens et al. (2007) considera que as raízes finas são aquelas até 3 mm de diâmetro, e concorda que essas são mais importantes para a fixação do solo do que as raízes grossas. Para De Baets et al. (2008), as raízes finas apresentam maior resistência à tração, e portanto, supõem-se que um grande número de raízes finas contribuem mais para o reforço do solo em comparação com um pequeno número de raízes grossas.

Para Hudek et al. (2017), as raízes de tamanho fino e médio (em diâmetro 0,01-10 mm) têm valores mais altos de resistência à tração do que as raízes com diâmetros maiores (> 10 mm). Para esses autores, as raízes finas e de tamanho médio são capazes de mobilizar toda sua resistência à tração e, devido à sua maior área de superfície, apresentam resistência superior ao arranquio, conforme a Figura 7.

Diversos autores constaram em seus estudos que a resistência à erosão do solo aumenta exponencialmente com o aumento da densidade radicular (BISCHETTI et al., 2009; BURYLO et al., 2011; DE BAETS et al., 2008; MICKOVSKI; VAN BEEK, 2009; VANNOPPEN et al., 2015). Scheres e Schüttrumpf (2020) verificaram uma diminuição exponencial da taxa de erosão devido ao impacto das ondas com o aumento da densidade de raízes e da densidade do comprimento de raízes.

Figura 7 - Relação entre a resistência à tração e o diâmetro das raízes de diferentes espécies arbóreas, arbustivas e gramíneas.



Fonte: Adaptado de Hudek et al. (2017).

Os sistemas radiculares contribuem para o reforço do solo através do fornecimento de coesão adicional (C_r). Solos com raízes aumentam a resistência ao cisalhamento do solo através do incremento em coesão, uma vez que as raízes aumentam a coesão efetiva do solo (C) mas têm pouca ou nenhuma influência sobre o ângulo de atrito interno, conforme Figura 8.

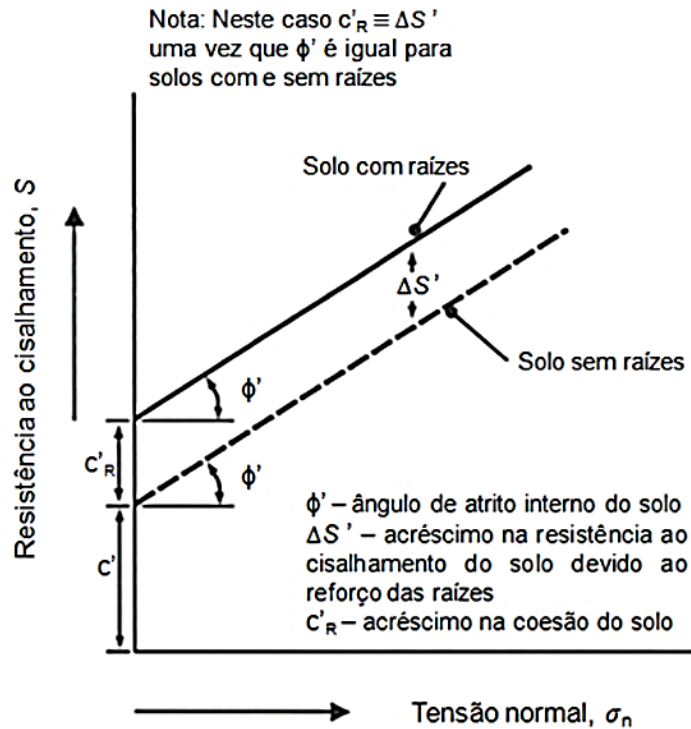
Para Morgan e Rickson (1995), o aumento da coesão do solo (C_r) devido à presença de raízes, varia em proporção da densidade ou concentração destas no solo, medida diretamente em termos da massa de raízes por unidade de volume.

Genet et al. (2005) observaram que a diminuição da resistência à tração das raízes com o aumento do diâmetro delas pode ser consequência de mudanças nos teores de celulose e lignina nas paredes das células que as compõem. A celulose contribui para o aumento da resistência à tração enquanto a lignina aumenta a rigidez. Consequentemente, como as raízes finas apresentam maiores teores de celulose em relação às raízes mais grossas, essas irão contribuir de forma mais efetiva na coesão do solo.

As diferenças no potencial de redução da erosão de diferentes sistemas radiculares destacam a importância de uma seleção mais apropriada das plantas para

utilização em programas de controle de erosão ou estabilização de encostas (VANNOPPEN et al., 2015).

Figura 8 - Efeito de reforço das raízes na resistência ao cisalhamento do solo.



Fonte: Adaptado de Coppin e Richards (2007).

A Tabela 2 apresenta a relação entre o potencial de redução da erosão e as principais características funcionais das plantas avaliadas por diversos autores.

Tabela 2 - Visão geral de estudos que avaliaram as características funcionais das plantas e o seu potencial para controle de diferentes processos erosivos.

Tipo de planta/espécies	Processo erosivo	Característica morfológica (unidade)	Estimativa da erosão do solo	Referência
Diferentes tipos	Salpico	% de cobertura do solo	$SR = 1 - a^*C$ a varia de 0,0052 a 0,0910 – média =0,0078	Gyssels et al. (2005)
Diferentes tipos	Entre sulco e sulco	% de cobertura do solo	$Er = e^{-bc}$ b varia de 0,00168 a 0,0816 – média = 0,0492	Gyssels et al. (2005)
Gramíneas	Fluxo terrestre	Número e densidade perfilhos (m ⁻²)	$STE = 2,124*DP-117,51$ R ² =0,89	Mekonnen et al. (2016)
Gramíneas	Fluxo terrestre	Número, densidade e DAP	NE	Lees et al. (2020)
Diferentes tipos	Sulcos e voçorocas	Densidade dos ramos	NE	De Baets et al. (2009)
Ervas e gramíneas	Fluxo concentrado	LA (mm ²), DAP, MSP, PA (mm ²)	NE	Kervroëdan et al. (2018)
Gramíneas	Fluxo concentrado	DR (mm), RD (Kg m ⁻³), RLD (Kg m ⁻³)	$SDR = e^{-2,58*RD}$ $RSD = e^{-1,45*RD1 < D < 5mm} e^{-0,47*RD 5 < D < 15mm}$	De Baets et al. (2007a)
Mix de gramíneas	Fluxo concentrado	RD (Kg m ⁻³)	$SDR = e^{-0,93*DR}$ R ² = 0,63	De Baets e Poesen (2010)
Árvores e gramíneas	Fluxo concentrado	DR (mm), RD (Kg m ⁻³), RLD (Kg m ⁻³), V (m ³), FR%, RSA (cm ²), R/S	NE	Burylo et al. (2012b)
Ervas e gramíneas	Fluxo concentrado	FR%, MSR, RL (m), RD (Kg m ⁻³) e RLD (Kg m ⁻³)	$SDR = \frac{DR}{1,78+DR^{0,35}}$	Vannoppen et al. (2015)
Ervas e gramíneas	Fluxo concentrado	RD (Kg m ⁻³), RLD (Kg m ⁻³), RL (m), V (mm ³)	NE	Scheres e Schüttrumpf (2020)

Er: erosão do solo relativa; SR: desprendimento do solo por salpico; STE: eficiência de retenção de sedimentos; DAP: Densidade da área dos ramos/perfilhos; SDR: desprendimento de solo relativo; RSD: efeito de redução de erosão; RD: densidade de raízes; RLD: densidade do comprimento de raízes; LA: área foliar; MSP: massa seca da parte aérea; MSR: massa seca de raízes; PA: projeção da área dos ramos; DR: diâmetro de raízes; V: volume radicular; RSA: área superficial de raízes; R/S: relação raiz/parte aérea; NE: Não estimada no estudo.

4.2.2 Origem das espécies

A utilização de espécies nativas nos projetos de controle de processos erosivos e recuperação de áreas degradadas é uma premissa importante no contexto das soluções baseadas na natureza. O uso das plantas como "engenheiras ecológicas" requer que essas tanto protejam o solo e estabilizem encostas quanto criem um ecossistema sustentável que agregue valor ao ambiente e a sociedade, devendo-se dar preferência às espécies nativas (GHESTEM et al., 2014).

Espécies autóctones, ou seja, originárias do local onde se pretende intervir, apresentam adaptação edafoclimática à sua região de origem e baixo custo de implantação, uma vez que, em muitas situações, é possível coletar estacas vivas ou mudas a partir de plantas do próprio local. Essas espécies também são mais resistentes a pragas e doenças, exigem pouca manutenção, ajudam a manter o equilíbrio biológico da paisagem e a diversidade dos recursos genéticos. Além disso, constituem locais de refúgio, reprodução e muitas vezes fornecem alimento para a avifauna local, gerando um habitat equilibrado e repleto de biodiversidade (KETTENHUBER et al., 2017).

Por outro lado, apesar das espécies exóticas muitas vezes apresentarem taxas de crescimento mais elevadas que as espécies nativas e maior disponibilidade comercial e menor preço de sementes e mudas (NUNES et al., 2016), a utilização dessas espécies em projetos de revegetação de taludes e controle de processos erosivos pode se tornar um grave problema, levando a perda da diversidade biológica, descaracterização da paisagem e prejuízos econômicos. A invasão de ecossistemas naturais por plantas alóctones é reconhecida como um componente importante da mudança ambiental global, e potencialmente representa uma grande ameaça à biodiversidade (LANNES et al., 2020).

No Brasil, várias espécies de gramíneas de origem africana foram introduzidas para fins forrageiros ou para revegetação de taludes, tornando-se invasoras de ecossistemas naturais, principalmente dos ambientes abertos, como campos e cerrados (FREITAS; PIVELLO, 2005). Dentre essas espécies encontram-se a braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf), o capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Bécuev.), o capim-colônião (*Panicum maximum* Jacq.) e o capimannoni (*Eragrostis plana* Ness) (MMA, 2006). Outra espécie exótica que tem sido amplamente utilizada em projetos de revegetação em obras de infraestrutura e controle de processos

erosivos no Brasil é o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty), originário do continente Asiático. Essa espécie apesar de não ser considerada uma planta invasora, pois propaga-se apenas por meio de mudas devido a esterilidade de suas sementes, geralmente é utilizada em monocultivo ficando a cobertura do solo restrita as linhas de plantio e tornando a paisagem monótona.

Além de afetarem diretamente as populações nativas por competição, podendo causar extinções locais e perda direta de biodiversidade, essas gramíneas impactam o ecossistema, descaracterizando as fisionomias e modificando sua estrutura (FREITAS; PIVELLO, 2005).

Stokes et al. (2014) mencionam que, embora essas espécies apresentem potencial para reforçar o solo em declives, existem vários riscos associados ao seu uso, principalmente se utilizadas em plantios monoespecíficos. Tais espécies podem comprometer os processos de sucessão e reduzir a colonização por espécies nativas, por exemplo, através da formação de coberturas densas, captura de recursos disponíveis e fuga de predadores da área de cultivo. Tesfaye et al. (2015) ao avaliarem espécies arbóreas nativas e exóticas para recuperação de áreas degradadas na região da Etiópia, observaram que as espécies nativas melhoraram as propriedades do solo enquanto as exóticas o esgotaram.

4.2.3 Aspectos ecológicos

O tipo de habitat que as plantas têm capacidade de colonizar, como a temperatura, precipitação, umidade, tipo de solo, radiação solar, relevo, entre outros, varia conforme a espécie, devendo-se também serem considerados na escolha das espécies para projetos de EN (DURLO; SUTILI, 2014).

As características edáficas do local de intervenção, principalmente a disponibilidade de nutrientes também deve ser levada em conta na seleção e uso das espécies, uma vez que este pode ser um fator limitante ao crescimento e rapidez na cobertura do solo (MORGAN; RICKSON, 1995). As espécies também apresentam diferentes exigências nutricionais e de maneira geral, os mecanismos utilizados diferem quanto à capacidade de captura dos nutrientes e o uso destes depois de capturados. A eficiência de uso de um nutriente compreende a eficiência de aquisição ou capacidade superior de adquiri-lo do meio ambiente e a capacidade de usá-lo de

forma eficiente, ou seja, a capacidade de converter nutriente em biomassa ou produção (VENEKLAAS et al., 2012).

Dessa forma, em locais com solos de baixa fertilidade deve-se dar preferência por espécies que apresentam alta eficiência no uso dos nutrientes, pois isso implica em alta produção de biomassa por unidade de nutriente absorvido (MARQUES, 2017). O conhecimento das exigências nutricionais das espécies permite a realização das correções do solo necessárias que evitam o comprometimento do seu crescimento (TAIZ et al., 2017).

Muitas vezes a utilização de espécies não adaptadas às características de clima e solo do local são a principal causa de insucesso nas intervenções de controle de processos erosivos e revegetação, como podemos observar na Figura 9. Nesse local, foi realizada a revegetação de um talude rodoviário com plantio monoespecífico da espécie exótica Capim-vetiver, porém a espécie não se desenvolveu possivelmente pela não adaptação edafoclimática do local, deixando grande parte do talude exposto à ação da erosão.

Figura 9 - Talude rodoviário revegetado com Capim-vetiver na cidade de Palmeira das Missões, RS.

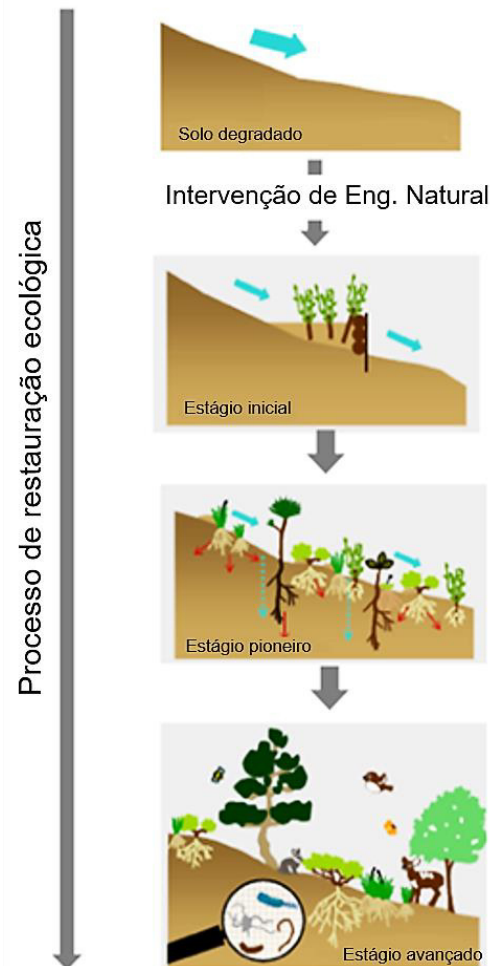


Fonte: A autora (2020).

As exigências lumínicas das espécies também são fatores importantes a serem avaliados no momento da seleção das espécies. De maneira geral, para atingir os objetivos ecológicos dos projetos de EN, devem ser utilizadas espécies características dos estágios sucessionais iniciais (pioneiras ou intermediárias), capazes de

desencadear processos evolutivos e, na maioria das vezes, levar à progressiva colonização de formações mais complexas (TISSERANT et al., 2020), como podemos visualizar na Figura 10.

Figura 10 - Processo de restauração ecológica de uma intervenção de engenharia natural.



Fonte: Adaptado de REY et al. (2019).

Outras especificidades do local de intervenção, tais como a proximidade aos cursos de água, reservatórios, lagos ou nascentes devem ser consideradas. Nesses casos deve-se utilizar espécies adaptadas a essas condições e que apresentem resistência à submersão.

4.2.4 Aspectos reprodutivos

Na seleção de plantas para os projetos de controle de erosão deve-se dar preferência às espécies que possuam uma forma de reprodução fácil e de baixo custo

(KETTENHUBER et al., 2017). O aspecto reprodutivo tem grande importância na escolha das espécies para intervenções de EN e depende do tipo de solução construtiva empregada. Técnicas como a semeadura e hidrossemeadura exigem que as espécies utilizadas apresentem disponibilidade de sementes e boas taxas de germinação, ao passo que, técnicas como a estacaria viva, os feixes vivos, a esteira viva e os entrançados vivos, requerem a utilização das plantas na forma de estacas vivas, portanto, é requisito obrigatório que as plantas utilizadas possuam propagação vegetativa (DURLO; SUTILI, 2014).

4.2.5 Aspectos socioeconômicos e culturais

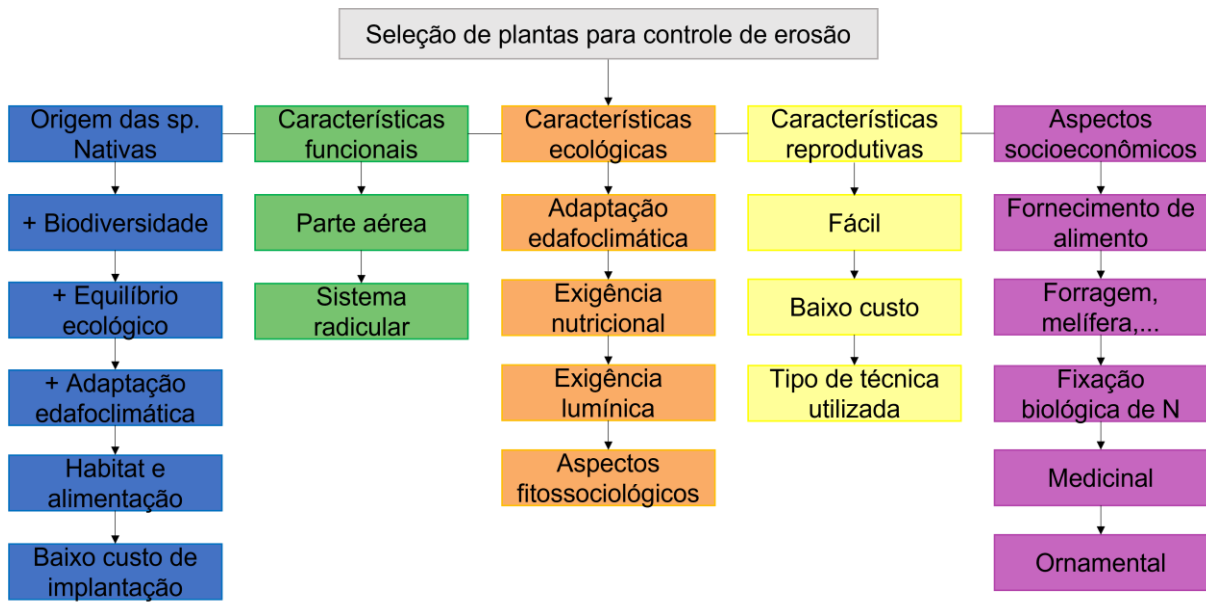
As funções socioeconômicas e os valores culturais das plantas também devem ser analisados na seleção das espécies. Stokes et al. (2014) citam que a aceitação social e a facilidade de uso/disponibilidade também são prioridades para a escolha das espécies. Reubens et al. (2011) propuseram um sistema de seleção para espécies de árvores endêmicas mais adequadas para reabilitar terras degradadas no norte da Etiópia, no qual consideraram as funções socioeconômicas, os valores socioculturais e os serviços ambientais prestados por elas.

Como funções socioeconômicas das plantas podemos citar o fornecimento de alimento para humanos e fauna, a aptidão para forragem, o uso medicinal, bem como a produção de mel, fibras, óleos, tanino, repelentes e cosméticos. Já os valores culturais referem-se ao potencial ornamental das espécies, aquelas utilizadas em cerimônias e consideradas importantes para a comunidade local (REUBENS et al., 2011; TALEMA et al., 2017).

4.2.6 Fluxograma dos critérios de seleção

Em síntese, a seleção de plantas para o controle dos processos erosivos deve considerar as características funcionais de cada espécie, a sua origem, seus aspectos ecológicos e reprodutivos, e funções socioeconômicas e valores culturais que têm na comunidade local, conforme a Figura 11.

Figura 11 - Critérios para seleção de espécies para controle de processos erosivos.



Fonte: A autora (2021).

5 AS ESPÉCIES SELECIONADAS

A seleção das espécies deste estudo foi realizada da seguinte maneira: (i) elaboração de uma lista com espécies potenciais a partir de observações de campo; (ii) pesquisa bibliográfica e conversas com especialistas botânicos para levantamento das informações elencadas no fluxograma de critérios para seleção das espécies; (iii) exclusão das espécies com distribuição geográfica limitada ou endêmica e não disponíveis para coleta em locais próximos a área de estudo. Esse critério foi utilizado para garantir a utilização de espécies com ampla distribuição geográfica no Brasil; (iv) exclusão das espécies que não apresentavam propagação vegetativa. Essa forma de propagação foi selecionada pela maior facilidade de obtenção de mudas em um curto período e falta de conhecimento sobre os procedimentos de coleta, beneficiamento e germinação de sementes da maioria das espécies nativas; (iv) lista final das espécies de herbáceas nativas com potencial de uso para controle de processos erosivos. As informações obtidas da literatura para cada uma das espécies selecionadas são descritas a seguir.

5.1 *AXONOPUS AFFINIS* CHASE

A espécie pertence à família Poaceae, sendo conhecida popularmente como grama-tapete ou grama-são-carlos. Araújo (1971) descreve a espécie como perene de estação quente, com altura de até 20-30 cm, colmos delgados e glabros ou com poucos pelos, nós glabros e salientes, bainhas comprimidas, glabras e formando uma quilha. Lâminas planas glabras e com ápice obtuso (quase arredondado), lígula membranácea, ciliada e curta. Inflorescências em 2-5 espigas, conjugadas ou subdigitadas, ascendentes de 2-10 cm (Figura 12).

Axonopus affinis é uma gramínea que cresce por estolões, podendo ser propagada por meio destes ou por sementes. A floração ocorre de novembro a abril (NABINGER; DALL'AGNOL, 2020).

A espécie é comumente encontrada nas pastagens naturais do Estado do Rio Grande do Sul, principalmente em áreas de várzea e planície com alta umidade do solo, devido a sua aptidão a este tipo de solo (BOLDRINI; LONGHI-WAGNER; BOECHAT, 2008).

Axonopus affinis é uma espécie que apresenta facilidade de alastramento e alta tolerância ao pisoteio e desfolha, formando os clássicos potreiros, em locais de solo mais úmidos (NABINGER; DALL'AGNOL, 2020). Segundo esses autores, é a forrageira nativa mais cultivada no Sul do Brasil e tem sido utilizada como pastagem cultivada, através de mudas, principalmente na região colonial do RS e no Alto Vale do Rio Uruguai, em locais desmatados e após lavoura, para formar potreiros. Conforme Marques et al. (2019), a espécie responde bem a adubação fosfatada.

Figura 12 - *Axonopus affinis*. A: Detalhe da inflorescência da espécie; B: Indivíduos da espécie no período de floração; C: Muda jovem da espécie obtida a partir de sementes.



Fonte: A autora (2021).

Segundo a Lista de Espécies de Espécies da Flora do Brasil, essa espécie apresenta ocorrência confirmada nos Estados da Região Sul, Sudeste, Centro-Oeste e nos Estados de Ceará, Maranhão, Pernambuco, Sergipe, Amazonas, Pará e Tocantins (JBRJ, 2020).

5.2 *ALTERNANTHERA PHILOXEROIDES* (MART.) GRISEB.

Alternanthera philoxeroides pertence à família Amaranthaceae e é conhecida popularmente por perna-de-saracura, erva-de-jacaré, brejo d'água ou pé-de-pomba. Trata-se de uma erva perene, estolonífera, ereta ou ascendente com ramos de 30 a 80 cm de comprimento (LORENZI, 2008).

A espécie apresenta caule cilíndrico a 4-sulcado e entrenós glabros, capaz de emitir raízes adventícias, de coloração verde e com intensa pigmentação avermelhada. Os entrenós são providos internamente de parênquima aerífero, responsável pela flutuação da planta, e os nós são engrossados. As folhas são simples, sésseis, opostas cruzadas, de coloração verde-escura, forma elíptica ou obovadas, curto-pecioladas, margem levemente serreada, base tenuada ou cuneada e ápice agudo ou obtuso. As inflorescências são do tipo espiga globosa com flores de coloração branca, paleáceas, pedunculadas, ocorrendo uma por nó, nas gemas axilares e terminais. O fruto seco é do tipo capsular (MOREIRA; BRAGANÇA, 2010a). A floração ocorre durante todo o ano (PEIXOTO, 2012). Segundo Lorenzi (2008), a espécie propaga-se tanto vegetativamente por meio de estolões como através de sementes.

Alternanthera philoxeroides cresce rapidamente em meios terrestres e aquáticos, sendo classificada como modo de vida anfíbia ou emergente, uma vez que pode ser encontrada tanto em solos encharcados quanto aqueles bem drenados (Figura 13) (NEVES et al., 2006).

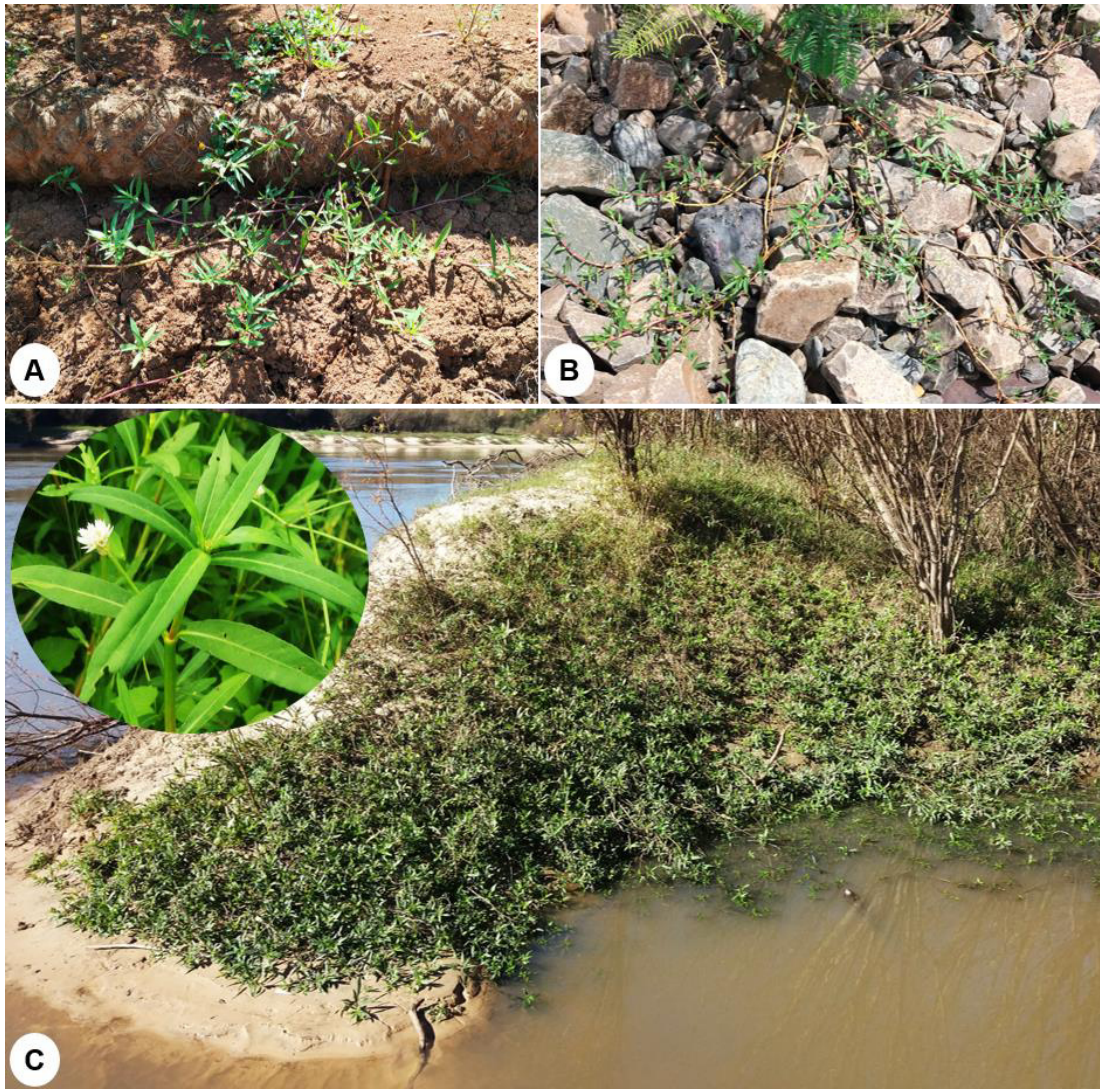
Conforme Moreira e Bragança (2010a), ocorre preferencialmente em áreas úmidas ou alagadas, margens ou leitos de canais de irrigação e ao longo ou no leito dos cursos de água (Figura 13C). Nesses locais, a espécie forma densas populações que inclusive podem flutuar e servir de alimento para algumas espécies de peixes.

Segundo Neves et al. (2006), a espécie apresenta plasticidade característica, principalmente quando há variações ambientais ligadas a disponibilidade de água, quanto mais próxima das áreas alagadas maiores e mais largas serão suas folhas se comparadas com as que ocorrem em solos bem drenados.

A espécie é nativa da parte meridional da América do Sul (LORENZI, 2008). No Brasil sua ocorrência natural é confirmada nas regiões Norte (Amazonas, Amapá, Pará), Nordeste (Alagoas, Bahia, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Sergipe), Centro-Oeste (Mato Grosso do Sul, Mato Grosso), Sudeste (Espírito Santo,

Minas Gerais, São Paulo) e Sul (Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina), e possíveis ocorrências nos estados Acre, Rondônia, Roraima, Tocantins, Ceará, Maranhão, Piauí, Distrito Federal e Goiás (JBRJ, 2020).

Figura 13 - *Alternanthera philoxeroides*. A: Exemplar da espécie encontrado nas margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá-SC; B: Indivíduo crescendo entre pedras; C: Indivíduos crescendo nas margens do Rio Vacacaí-Mirim em Santa Maria-RS.



Fonte: A autora (2021).

5.3 *ARACHIS PINTOI* KRAPOV. & W.C. GREGORY

Arachis pintoii integra a família Fabaceae sendo conhecida popularmente como amendoim-forrageiro. É uma leguminosa herbácea perene, de crescimento rasteiro,

prostrado e hábito estolonífero emitindo estolões horizontalmente em todas as direções e em quantidade significativa (Figura 14A) (LIMA et al., 2003).

A espécie apresenta porte baixo, dificilmente ultrapassando 30 a 40 cm de altura e possui raiz pivotante, que pode alcançar 1,60 m de profundidade. As hastes são ramificadas, circulares, ligeiramente achatadas, com entrenós curtos e estolões que podem chegar a 1,5 m de comprimento (LIMA et al., 2003). As folhas são alternas, com dois pares de folíolos obovados a orbiculares, glabros, mas com tricomas nas margens. Os tricomas também estão presentes nos entrenós, estípulas, pecíolos e raque das folhas, eventualmente também na face dorsal dos folíolos (Figura 14B) (ROCHA; VALLS, 2017). As flores ocorrem isoladamente ou em racemos, sendo amarelas ou branco-amareladas. Os frutos são formados abaixo da superfície do terreno, dando origem a vagens subterrâneas com paredes grossas, contendo de uma a seis sementes (LIMA et al., 2003).

A planta floresce muitas vezes durante todo o ano e pode ser propagada tanto por sementes quanto por estolões. A época de estabelecimento pode ser no início da primavera ou fim de verão, quando há boa disponibilidade hídrica ou possibilidade de irrigação.

O amendoim forrageiro é originário do Brasil, sendo endêmica da flora brasileira (MACEDO, 2015). Essa espécie tem média tolerância ao frio e à seca e embora tenha certa tolerância às condições de encharcamento, é preferível seu cultivo em solos bem drenados. Adapta-se a diversos tipos de solos, com textura variando de argilosa a arenosa, crescendo bem em solos ácidos e de baixa a média fertilidade. Tem exigência moderada quanto a fósforo, sendo, no entanto, eficiente na absorção deste elemento (GUERRA et al., 2007; MACEDO, 2015; MIRANDA et al., 2008). Além disso, *A. pintoii* apresenta tolerância ao sombreamento com elevada capacidade de produção em condições de cultivo consorciado e excelente potencial de fixação biológica de nitrogênio (MACEDO, 2015).

Desenvolve-se bem em clima tropical ou subtropical, com precipitação pluviométrica superior a 1.200 mm, apresentando excelente desempenho em áreas com precipitação entre 2.000 e 3.500 mm bem distribuídos durante o ano (ARGEL; PIZZARO, 1992). Apresenta ampla faixa de adaptação, desde o nível do mar até 1.800 m de altitude (RINCÓN et al., 1992).

Figura 14 - *Arachis pintoi*. A: Detalhe do enraizamento da espécie ao longo de seus estolões; B: Detalhe das hastes e folhas da espécie; C: Plantio da espécie; D: *A. pintoi* utilizado para recobrimento de taludes.



Fonte: A autora (2021).

Entre as leguminosas forrageiras tropicais, o amendoim forrageiro ocupa lugar de destaque no mundo tropical e subtropical por apresentar associações estáveis com gramíneas vigorosas, durante período superior a dez anos, aumentando inclusive a produtividade em relação ao cultivo de gramíneas puras (MACEDO, 2015). Atualmente algumas cultivares da espécie já estão liberadas para a comercialização, sendo a mais conhecida a denominada 'Belmonte' (MAPA, 2019).

A espécie tem sido utilizada como forrageira para alimentação animal, na rotação de culturas e adubação verde, cobertura do solo em sistemas agroflorestais e silvipastoris, na recuperação de áreas degradadas e também como cobertura de solo para fins ornamentais ou de conservação, apresentando elevado potencial de uso em todos esses (Figura 14C e D) (MIRANDA et al., 2008; ROCHA; VALLS, 2017).

A ocorrência da espécie é relatada nos três estados da Região Sul, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo, Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Bahia, Ceará, Pernambuco e Acre (JBRJ, 2020). No entanto, segundo Bertozo e Valls (2001), a espécie ocorre naturalmente nos estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais e foi introduzida nos demais estados brasileiros.

5.4 *PASPALUM NOTATUM* FLÜGGÉ

Paspalum notatum é conhecida popularmente como grama-batatais, grama-forquilha, grama mato-grosso, capim-pasto, grama-rio-grande ou grama-comum e integra a família Poaceae. É uma planta perene, prostrado-ascendente ou semidecubente, de caule comprimido e com enraizamento nos nós, de 15 a 30 cm de comprimento (LORENZI, 2008).

Espécie de gramínea rústica e polimórfica com duas variedades reconhecidas: var. *notatum* e var. *saurae* que se diferenciam principalmente pelo fato da var. *notatum* ser tetraplóide, apomítica e apresentar hábito de crescimento denso e rasteiro (rizomatoso), enquanto a var. *saurae* é diploide, sexual, suas plantas são mais altas, cujo porte varia entre ereto e semidecumbente, a depender do manejo a que são submetidas (SOUZA; CAVALLARI; GUSMÃO, 2020). Quanto à origem, a var. *notatum* ocorre no Brasil, Paraguai, Uruguai e nordeste da Argentina, já a var. *saurae* tem sua origem em Corrientes, Entre Rios, e na região leste da província de Santa Fé na Argentina (BLOUNT; ACUÑA, 2009).

A espécie apresenta rizoma característico (supraterrâneo), curto, robusto, lenhoso e horizontal (Figura 15A). Folhas com bainhas subcomprimidas e glabras de coloração avermelhada, lígula muito estreita e arqueada. Lâminas com ápice agudo, em geral glabras, mas podendo apresentar intensa pilosidade. Inflorescências terminais, com dois ou raramente três racemos, opostas, formando a clássica forquilha que lhe dá o nome (Figura 15B). As espiguetas são solitárias, ovadas até obovadas, de coloração verde. O fruto é do tipo cariopse. A floração ocorre de novembro a abril (Figura 15C) (ARAÚJO, 1971; NABINGER; DALL'AGNOL, 2020). A propagação da espécie ocorre por meio de sementes ou através de rizomas (LORENZI, 2008).

Espécie heliófila, muito abundante, que se desenvolve em ambientes bastante diversificados em todo o país, caracterizando-se como a espécie mais frequente na maioria das formações campestres do sul do Brasil, formando muitas vezes, densos

agrupamentos (MOREIRA; BRAGANÇA, 2010b; SMITH; WASSHAUSEN; KLEIN, 1982). Conforme Coradin, Siminski e Reis (2011), *P. notatum* ocorre em ambientes diversificados, campos secos, em solos bem e medianamente drenados, podendo se desenvolver em solos encharcados e ambientes de baixa fertilidade (BOLDRINI; LONGHI-WAGNER; BOECHAT, 2008), apresentando inúmeros ecótipos com adaptações a essas condições de solo e clima, podendo apresentar variações no tamanho das folhas e inflorescências e na espessura do rizoma.

Figura 15 - *Paspalum notatum*. A: Detalhe do rizoma da espécie; B: Detalha da inflorescência da espécie; C: Indivíduo no período de floração; D: Plantio de *P. notatum* formando cobertura densa do solo; E: Indivíduos crescendo em uma encosta com suas raízes distribuindo-se no perfil de solo.



Fonte: A autora (2021).

Souza, Cavallari e Gusmão (2020) descrevem a espécie como de grande importância econômica em vários países, utilizada como pastagem tanto nativa quanto cultivada e como cobertura vegetal permanente de superfícies de solo (Figura 15D e E). Ambas as variedades da espécie foram introduzidas na região Sudeste dos

Estados Unidos (EUA), onde atualmente a espécie é considerada naturalizada e tem sido extensivamente utilizada como forrageira, para formação de gramados e estabilização do solo. A espécie também foi introduzida em países como a Austrália, Japão, Zimbábwe (BLOUNT; ACUÑA, 2009) e China, onde tem sido amplamente utilizada para controle da erosão do solo nas regiões subtropicais do país desde os anos 80 (YE et al., 2017).

Blount e Acuña (2009) citam a existência de muitas cultivares da espécie, principalmente desenvolvidas nos EUA, como a Pensacola, Argentine, Tifton 9 e Paraguay. No Brasil, duas cultivares são vendidas comercialmente: Bahia e Pensacola, e outras quatro novas foram registradas recentemente pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) (cvs. Aruaí, Maritaca, Tiriba e Tuim) e estão em vias de serem disponibilizadas comercialmente (SOUZA; CAVALLARI; GUSMÃO, 2020).

No Brasil, a espécie ocorre nos Estados da Região Sul, Sudeste, Centro-Oeste e nos Estados da Bahia, Acre, Amapá e Pará (JBRJ, 2020).

5.5 *PASPALUM PLICATULUM* MICHX.

Pertencente à família Poaceae, a espécie é conhecida popularmente como capim-colchão, capim-cuiabano, capim-membeca, capim-coqueirinho, capim-mimoso ou grama-cinzenta. Planta perene de 50-80 cm de altura, subereta, cespitosa e muito perfilhada (Figura 16A) (LORENZI, 2008).

A espécie apresenta colmos comprimidos com 2-3 nós, glabros, verdes e salientes. Folhas com bainhas e lâminas com finas nervuras longitudinais, plicadas, glabras ou levemente pilosas, dependendo do ecótipo ou subespécie. Lígula membranácea, partida, vilosa, com pelos de 2 a 3 mm ou mais. Inflorescências em 3-6 espiguetas alternas com ráquis fino, espiguetas aos pares, elípticas e com antécio de cor castanho escuro (Figura 16B). A gluma superior apresenta pregas transversais bem características. A floração ocorre entre novembro a março/abril (Figura 16C) (ARAÚJO, 1971; NABINGER; DALL'AGNOL, 2020). Propaga-se por sementes e através de rizomas (LORENZI, 2008).

É uma das gramíneas mais frequentes nos campos do sul do Brasil, desenvolvendo-se tanto em solos úmidos ou bem drenados, argilosos ou arenosos, profundos ou pedregosos. Produz forragem tenra, palatável quando não florescida. A

espécie apresenta ecótipos extremamente produtivos, razão pela qual é considerada uma das forrageiras nativas que mereceriam maior atenção e um processo de coleta e seleção (NABINGER; DALL'AGNOL, 2020). Além disso, *P. plicatum* apresenta grande potencial para fitorremediação (Da SILVA et al., 2020). Em seu estudo, de Conti et al. (2020) concluíram que a espécie possui grande capacidade de reduzir a biodisponibilidade de cobre, acumulando-o em sua parte aérea e raízes.

Figura 16 - *Paspalum plicatum*. A: Indivíduos da espécie com muitos perfilhos formando uma cobertura densa no solo; B: Detalhe da inflorescência da espécie; C: Exemplos da espécie no período de floração.



Fonte: A autora (2021).

A espécie é nativa do Brasil, ocorrendo nos Estados da Região Sul, Sudeste, Centro-Oeste e nos Estados da Bahia, Maranhão, Pernambuco, Sergipe, Pará, Roraima e Tocantins (JBRJ, 2020).

5.6 SPHAGNETICOLA TRILOBATA (L.) PRUSKI

A espécie pertence à família Asteraceae, sendo conhecida popularmente como vedélia, margaridão, mal-me-quer e picão-da-praia. É uma planta herbácea perene de 40 a 80 cm de comprimento, de caules prostrados com extremidades ascendentes e com enraizamento nos nós (Figura 17A) (LORENZI, 2008).

Figura 17 - *Sphagneticola trilobata*. A: Exemplar isolado da espécie; B: Indivíduos da espécie crescendo nas margens da barragem da Usina Hidrelétrica de Itá-SC; C: Plantio da espécie; D: Inflorescência da espécie sendo visitada por uma abelha.



Fonte: A autora (2021).

Sphagneticola trilobata apresenta ramos glabros ou glabrescentes, às vezes avermelhados. Folhas opostas, base levemente invaginante, lâmina ovada, rômbica ou elíptica, todas ou a maioria 3-lobada, base cuneada, ápice dos lobos agudo ou

obtusos, margem obscura e irregularmente serrada, ambas as faces estrigosas. As inflorescências são capítulos solitários, terminais, tornando-se posteriormente laterais, longamente pedunculados. Flores do raio com corola amarelo-escura, alaranjada na porção proximal, oblongo e flores do disco hermafroditas, corola amarelo-escura, tubulosa, lobos esparsamente pontuados de glândulas, pilosos internamente (ALVES; ROQUE, 2016; MORAES; MONTEIRO, 2006; SOUZA, 2007).

A multiplicação da espécie pode ser feita tanto por via vegetativa através de estolões quanto via seminal e a floração ocorre durante todo o ano. É uma planta muito comum em várzeas úmidas da planície litorânea e locais antropizados, como terrenos baldios, beiras de estradas e áreas agrícolas, adaptando-se as diferentes condições do ambiente, tanto em locais secos quanto úmidos e a meia sombra ou pleno sol (Figura 17B e C) (LORENZI, 2008; SCHWIRKOWSKI, 2019).

A espécie apresenta comprovado potencial anti-inflamatório e é utilizada na medicina popular para controlar o diabetes, doenças respiratórias, infecções bacterianas, entre outras (LEMÕES et al., 2012; MALDINI et al., 2009). Também é utilizada como espécie ornamental e devido ao alto índice de enfolhamento, pode ser usada como cobertura de solo, principalmente para revestir barrancos, escoadouros e taludes. Além disso, a espécie apresenta potencial melífero sendo muito visitada pelas abelhas (Figura 17D) (SCHWIRKOWSKI, 2019).

Com ampla distribuição, a espécie ocorre desde o México e Antilhas até o Sul da Argentina (RAGGI, 2013). No Brasil apresenta distribuição em todos os estados (JBRJ, 2020). No Rio Grande do Sul ocorre nas regiões fisiográficas do Litoral e Depressão Central (MONDIN, 2004).

5.7 *TRIOGANDRA DIURETICA* (MART.) HANDLOS

Integrante da família Commelinaceae, *T. diuretica* é conhecida popularmente como trapoeraba, trapoeraba-rósea, marianinha ou ondas-do-mar. Planta herbácea, decumbente na base e ereta na parte terminal com altura variando de 30 a 60 cm de altura (LORENZI, 2008).

Apresenta caule cilíndrico, suculento e glabro com enraizamento junto aos nós, de coloração verde com pigmentação violácea e ampla ramificação ascendente (Figura 18A e B). Folhas simples e sésseis com bainha tubulosa pouco ciliada no ápice, dispostas de forma alternada dística. Limbo longo-ovalado com a base às vezes

auriculada, glabro e com as margens inteiras a levemente ciliadas. Inflorescência terminal constituída por fascículos de flores assentadas sobre eixos cilíndricos, em número de 2 a 6 por ramo. Flores pedunculadas, cálice verde-claro com 3 sépalas livres cuja base e bordos são violáceos, corola com 3 pétalas livres de coloração rósea. Fruto seco do tipo capsular envolvido por cálice persistente (MOREIRA; BRAGANÇA, 2010b). A propagação da espécie ocorre por meio de sementes e por fragmentação dos ramos (LORENZI, 2008).

Figura 18 - *Tripogandra diuretica*. A: Detalhe de uma parte de um ramo da espécie; B: Detalhe do enraizamento da espécie junto aos nós; C: Indivíduos crescendo em uma valeta com água em local sombreado; D: Indivíduo enraizado entre pedriscos.



Fonte: A autora (2021).

Tripogandra diuretica é nativa das Américas e ocorre de norte a sul do Brasil (LORENZI, 2008). De acordo com Moreira e Bragança (2010b), a espécie se desenvolve em todo o país, vegetando principalmente ambientes úmidos e sombreados, a exemplo de bordos de fragmentos florestais ou margens de canais, como também áreas abertas (Figura 18C e D).

6 ESTUDO I - CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS E ESTRATÉGIAS DE CRESCIMENTO DE ESPÉCIES HERBÁCEAS NATIVAS BRASILEIRAS E O SEU POTENCIAL DE USO PARA CONTROLAR A EROSÃO DO SOLO.

6.1 INTRODUÇÃO

O papel da vegetação na proteção do solo contra a erosão há muito tempo é reconhecido (MORGAN, 2005). Contudo, a eficácia das plantas no controle da erosão depende de suas características morfológicas, tanto da parte aérea quanto do sistema radicular e as funções que estas promovem no solo. Assim, algumas plantas serão mais adequadas para proteção contra a erosão do que outras, e, portanto, a seleção de espécies adequadas para controle da erosão do solo deve ser realizada com base no conhecimento de seus atributos funcionais, aspectos ecológicos, reprodutivos, socioeconômicos e culturais (GHESTEM et al., 2014; REUBENS et al., 2011; REY et al., 2019).

Atributos funcionais são características ou variáveis morfológicas/fisiológicas dos organismos e estão diretamente relacionados às funções que exercem no ambiente (MARQUES, 2017). Características da parte aérea importantes na redução das taxas de erosão do solo incluem um rápido crescimento, boa cobertura do solo e produção de biomassa, maior quantidade de área foliar e área foliar específica (BORDOLOI; NG, 2020; ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008). Essas características atuam diretamente na dissipação da energia cinética da chuva, diminuindo as taxas de desprendimento de solo (MORGAN; RICKSON, 1995). Além dessas, a densidade da área dos ramos é também considerada um atributo funcional importante, influenciando diretamente a rugosidade hidráulica. O aumento da rugosidade superficial diminuí a velocidade do escoamento e o seu potencial de arraste e promove uma maior retenção de sedimentos pela vegetação (LEES et al., 2020).

Abaixo do solo, plantas com sistemas radiculares fibrosos com maior quantidade de raízes finas, com alta área superficial, densidade de raízes e densidade do comprimento de raízes parecem ser as mais eficazes no controle da erosão de fluxo concentrado e dos movimentos de massa superficiais. Estudos indicam que esses atributos aumentam a coesão do solo e a estabilidade de seus agregados (BURYLO et al., 2012b; GYSSELS et al., 2005; VANNOPPEN et al., 2017).

Adicionalmente as plantas aumentam as taxas de infiltração de água no solo e contribuem para o incremento de matéria orgânica, um dos principais agentes de ligação abiótica na formação e estabilização de agregados do solo (CARRIZO et al., 2015).

Além do conhecimento das características funcionais das espécies, na seleção de espécies para projetos de controle de erosão do solo, é fundamental conhecer os seus traços ecológicos, como suas estratégias de crescimento e suas demandas por nutrientes. Características da parte aérea e sistema radicular têm sido comumente usadas para descrever estratégias de crescimento de plantas, como adaptações a condições de recursos limitantes, como nutrientes e/ou água (MARQUES et al., 2020a).

No Brasil, o conhecimento sobre as características funcionais, traços ecológicos e o potencial das espécies em controlar a erosão do solo, sobretudo de plantas nativas, é extremamente limitado. Essa falta de conhecimento limita o uso dessas espécies em projetos de engenharia natural que objetivam controlar os processos erosivos e reter sedimentos e poluentes. Considerando o campo da prática profissional, um dos grandes obstáculos às técnicas de engenharia natural e sua aceitação mais ampla é a escassez de informações sobre espécies vegetais com potencial de uso nessas intervenções (SUTILI; GAVASSONI, 2017).

Nesse contexto, este estudo tem como principais objetivos (1) investigar e comparar as características morfológicas de espécies herbáceas nativas brasileiras, (2) investigar as estratégias de crescimento e as demandas nutricionais dessas espécies e (3) avaliar o potencial dessas espécies em reduzir a erosão do solo e reter sedimentos, considerando suas características funcionais, tanto da parte aérea quanto do sistema radicular.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Material vegetal e instalação do experimento

O experimento foi conduzido no período de dezembro de 2018 a fevereiro de 2019 na casa de vegetação no Laboratório de Engenharia Natural da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

Mudas de gramíneas (*A. affinis*, *P. notatum* e *P. plicatulum*) e herbáceas não gramíneas (*A. philoxeroides*, *A. pintoii*, *S. trilobata* e *T. diuretica*) foram produzidas a partir de matrizes coletadas no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. Para manter o máximo de uniformidade, a coleta foi realizada em plantas matrizes que aparentavam boas condições fitossanitárias e com tamanhos semelhantes.

Para as espécies de gramíneas, os rizomas foram divididos, lavados e cortados com auxílio de tesoura de poda, permanecendo cerca de 5 cm de raízes e 5 cm de parte aérea. Para as demais espécies, foram confeccionadas estacas sem folhas, em corte reto abaixo da gema inferior e acima da gema superior, deixando-se três gemas nodais em cada estaca, com comprimento variando de 10 a 15 cm (Figura 19).

Figura 19 - Aspecto dos perfilhos de *A. affinis* e estacas de *T. diuretica* após a confecção.



Fonte: A autora (2021).

Os perfilhos e as estacas foram plantados em bandejas plásticas com capacidade de 20 litros contendo areia como substrato e mantidas na casa de vegetação em sistema de gotejamento por 90 dias. Posteriormente, foram selecionadas 20 mudas uniformes de cada espécie e a partir dessas foram confeccionadas novas mudas de gramíneas com 5 cm de raízes e 5 cm de parte aérea e estacas das demais espécies com comprimento entre 10 e 15 cm, as quais foram pesadas em balança analítica e plantadas em recipientes do tipo rizobox, com

dimensões de 20 x 32 x 4 cm (largura x altura x espessura, respectivamente), construídos em madeira e Plexiglas[®], com as faces internas revestidas com placas de acrílico cristal para evitar o contato do solo e das raízes das plantas com a madeira.

O solo utilizado foi um Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 2018) coletado na camada de 0-20 cm de profundidade na mesma área experimental do estudo II (29° 47' 29" S, 53° 39' 48" O) no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. A correção da acidez do solo no local foi realizada no ano anterior. Após a coleta, o solo foi seco ao ar livre, peneirado em malha de 2 mm, homogeneizado e submetido à análise de caracterização química. Na Tabela 3 são descritos os atributos químicos do solo.

Tabela 3 - Atributos do solo utilizado para realização do experimento, na camada de 0 a 20 cm.

Atributos do solo	Valores	Unidade
Argila (Método da pipeta)	8,9	%
Matéria Orgânica (Método Walkley Black)	0,6	%
pH em H ₂ O (Relação 1:1)	6,4	-
P disponível (Extraído por Mehlich ⁻¹)	5,1	mg dm ³
K trocável (Extraído por Mehlich ⁻¹)	40,0	mg dm ³
Ca trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	1,7	cmol _c dm ³
Mg trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	0,8	cmol _c dm ³
Al trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	0,0	cmol _c dm ³
Cu disponível (Extraído por HCl 0,1 mol L ⁻¹)	0,11	mg dm ³
Zn disponível (Extraído por HCl 0,1 mol L ⁻¹)	0,24	mg dm ³
CTC a pH 7,0	4,0	-
Saturação por bases	65,5	%
Índice SMP	7,0	-
Textura	4,0	-

Fonte: A autora (2021).

Após o plantio das mudas, cada rizobox foi envolto em papel alumínio para evitar a incidência de luz sobre o solo, mantendo-se apenas a extremidade superior aberta. Os rizobox foram dispostos sobre bancada com inclinação aproximada de 45°, possibilitando o crescimento das raízes em direção à face inferior de acrílico e permitindo a sua visualização mediante a retirada do papel alumínio, além de facilitar a coleta e separação das raízes e do solo ao término do cultivo. Em cada unidade experimental foram adicionados aproximadamente 1,2 kg de solo (Figura 20).

Durante a condução do experimento, a temperatura média da casa de vegetação foi de 25°C e a irrigação foi realizada através de sistema de gotejamento com solução nutritiva completa contendo (mg L⁻¹): 149,80 de NO₃⁻; 24,80 de H₂PO₄⁻;

39,27 de SO_4^{2-} ; 41,31 de Mg^{2+} ; 288,72 de Ca^{2+} ; 234,60 de K^+ ; 0,03 de Mo; 0,26 de B; 0,06 de Cu; 0,50 de Mn; 0,22 de Zn; e 4 de Fe, mantendo-se aproximadamente a 60% da capacidade de campo do solo.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com 4 repetições por tratamento (espécie). Cada rizobox recebeu cinco plantas.

Figura 20 - Vista geral do experimento após a instalação na casa de vegetação do Laboratório de Engenharia Natural da UFSM.



Fonte: A autora (2021).

6.2.2 Características funcionais das plantas

Após 60 dias de cultivo, as plantas foram separadas do solo, lavadas cuidadosamente com água (Figura 21) e pesadas para determinação da matéria fresca final, e assim determinar a taxa de crescimento relativo TCR (g dia^{-1}) conforme a equação:

$$\text{TCR} = \frac{\text{Matéria fresca final} - \text{Matéria fresca inicial}}{\text{Dias de crescimento}} \quad (1)$$

Figura 21 - Retirada do solo e lavagem das raízes ao término do experimento.



Fonte: A autora (2021).

O comprimento da parte aérea foi mensurado com auxílio de régua milimetrada e utilizado para determinar a taxa de alongamento da parte aérea (cm dia^{-1}), obtida através da divisão do comprimento da parte aérea pelo número de dias do experimento. É importante salientar que as espécies avaliadas apresentam hábitos de crescimento diferentes, e, portanto, para as espécies com crescimento cespitoso (*P. plicatulum*) e prostrado-ascendente (*P. notatum*), o comprimento da parte aérea foi medido verticalmente, ao passo que para as espécies de hábito estolonífero (*A. affinis*, *A. philoxeroides*, *A. pintoii*, *S. trilobata* e *T. diuretica*), o comprimento da parte aérea foi obtido através da média do comprimento dos ramos horizontais.

A densidade da área dos ramos/perfilhos (DAR/P) foi calculada utilizando a seguinte equação (LEES et al., 2020):

$$\text{DAR/P} = \frac{\text{Área superficial dos ramos/perfilhos (mm}^2\text{) x número de ramos/perfilhos}}{\text{Área superficial do rizobox (mm}^2\text{)}} \quad (2)$$

A área superficial dos ramos/perfilhos (mm^2) foi determinada através do diâmetro na base dos ramos/perfilhos medido com auxílio de um paquímetro.

Para determinação da área foliar (AF), as folhas foram distribuídas sobre papel branco A4, prensadas por vidro, fotografadas com câmera digital com zoom de 1.4x, apoiada em uma estrutura com altura fixa de 0,18 m, e as imagens foram processadas no software Image J®.

A determinação dos parâmetros das raízes foi obtida a partir de imagens digitalizadas de uma planta por rizobox, visualmente considerada a planta média, utilizando o software WinRhizo Pro 2013 acoplado a um scanner EPSON Expression 11000 equipado com luz adicional (TPU), com uma resolução de 600 dpi no Laboratório de Fisiologia Vegetal, do Departamento de Biologia da UFSM. Os parâmetros do sistema radicular mensurados foram o comprimento total de raízes (CTR), área superficial radicular (AS), volume radicular (VR), diâmetro médio das raízes (D), e a distribuição do comprimento de raízes (%) nas diferentes classes de diâmetro. O comprimento do sistema radicular (CSR) foi medido com régua milimetrada.

A parte aérea (folhas+ramos/colmos) e sistema radicular de todas as plantas foram colocados em embalagens de papel kraft, levadas para estufa com circulação de ar forçado a 65°C até peso constante e pesadas em balança analítica para obtenção da matéria seca. A área foliar específica (AFE) foi, então, determinada dividindo-se a área foliar (cm²) pela massa seca das folhas (kg).

A relação raiz/parte aérea (R/S) foi determinada dividindo-se a matéria seca radicular (MSR) pela matéria seca da parte aérea (MSP) e a densidade de raízes (DR) e densidade do comprimento de raízes (DCR) foram determinadas através das equações (DE BAETS et al., 2006):

$$DR = \frac{\text{Massa seca de raízes (kg)}}{\text{Volume da amostra de solo (m}^3\text{)}} \quad (3)$$

$$DCR = \frac{\text{Comprimento total de raízes (Km)}}{\text{Volume da amostra de solo (m}^3\text{)}} \quad (4)$$

6.2.3 Estratégias de crescimento e demandas nutricionais

Para determinação do teor de nutrientes nos tecidos (N, P, K, Ca e Mg), a matéria seca das folhas e das raízes, de três plantas por espécie, foram moídas em

moinho tipo Willey, passadas em peneira com malha de 20 mesh e submetidas à digestão sulfúrica (determinação de N) e nitroperclórica (determinação de P, K, Ca, Mg) segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995) no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFSM.

Amostras de solo dos rizobox foram coletadas para realização da análise dos teores de nutrientes no solo. Os resultados obtidos foram utilizados para a diagnose das exigências nutricionais e eficiência do uso dos nutrientes e posterior recomendação da fertilização. A análise do solo reflete os níveis de nutrientes no meio de crescimento, potencialmente disponíveis às raízes das plantas, enquanto que a análise dos teores de nutrientes nos tecidos pode revelar deficiências ou excessos de nutrientes presentes nas plantas, os quais permitem correções necessárias, que evitam o comprometimento do crescimento (CQFS-RS/SC, 2016; TAIZ et al., 2017).

6.2.4 Análise estatística

Os resultados foram submetidos a análise dos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variância pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Após foi realizada análise de variância (ANOVA) e quando verificado efeito significativo, as médias foram comparados pelo teste Tukey ($p < 0,05$). Para visualizar as relações entre as características funcionais da parte aérea e raízes e as espécies estudadas, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA). Todas as análises estatísticas foram realizadas no Software R (R Core Team, 2021).

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Características funcionais das plantas

A avaliação das características morfológicas da parte aérea das espécies revelou diferenças significativas para todas elas. Em relação a taxa de crescimento relativo (TCR), a espécie *A. pintoi* apresentou o maior valor, com $0,37 \text{ g dia}^{-1}$, porém não diferiu de *P. notatum* que registrou crescimento de $0,28 \text{ g dia}^{-1}$ (Figura 22a). *T. diuretica*, *S. trilobata*, *P. plicatulum* e *A. philoxeroides* apresentaram taxas um pouco menores, diferindo significativamente de *A. pintoi*, mas não de *P. notatum*. *A. affinis*

apresentou a menor TCR ($0,14 \text{ g dia}^{-1}$), mas não diferiu de *S. trilobata*, *P. plicatum* e *A. philoxeroides*.

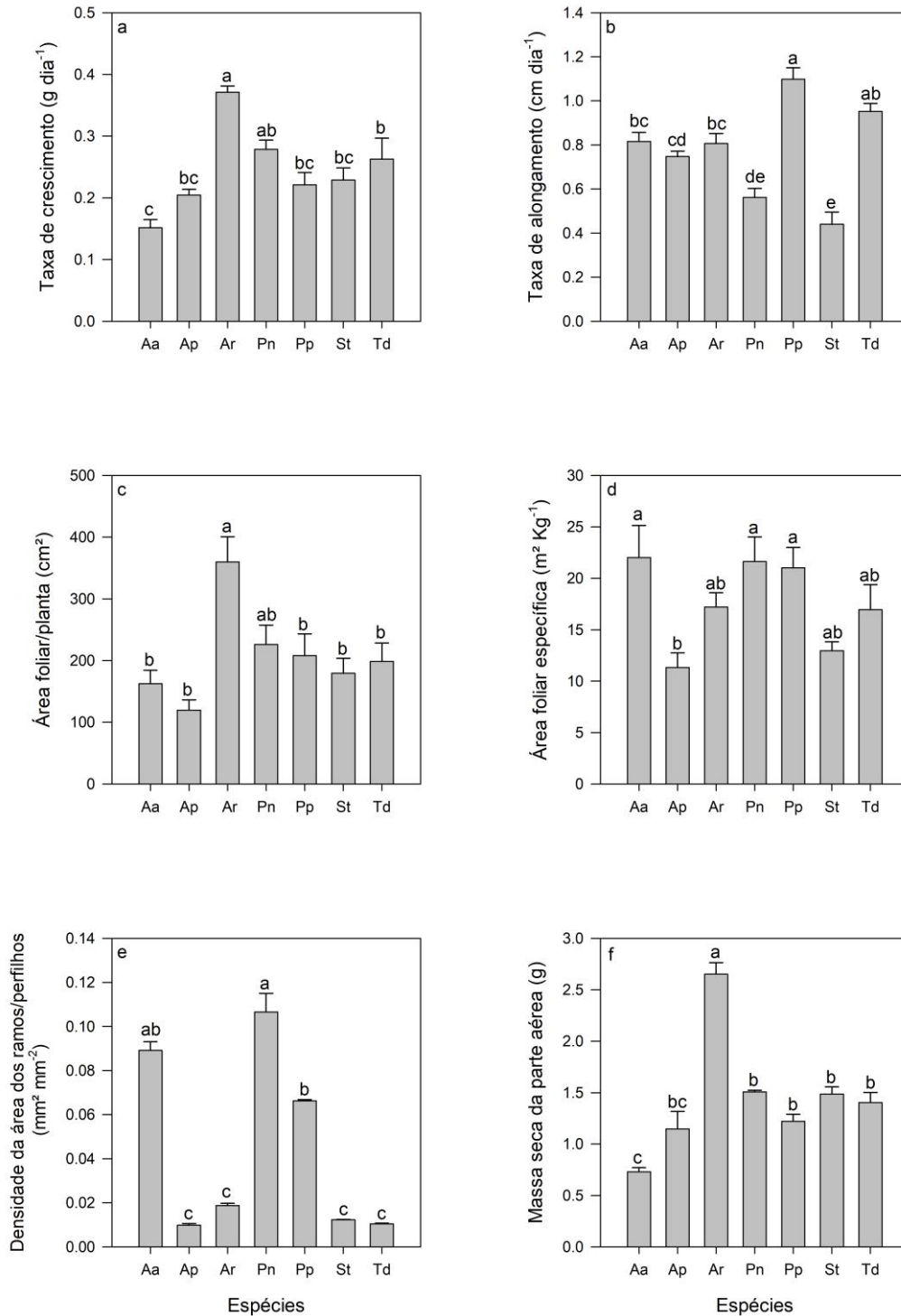
A. pintoi também foi a espécie que apresentou os maiores valores para área foliar (AF) e massa seca da parte aérea (MSP), $359,74 \text{ cm}^2$ e $2,65 \text{ g}$, respectivamente, diferindo significativamente de todas as espécies para MSP e apenas não diferindo significativamente de *P. notatum* para AF (Figura 22c e f). Os valores mais baixos de AF e MSP foram observados para *A. philoxeroides* ($119,6 \text{ cm}^2$ e $1,148 \text{ g}$) e *A. affinis* ($162,54 \text{ cm}^2$ e $0,73 \text{ g}$), enquanto *T. diuretica*, *P. plicatum* e *S. trilobata* apresentaram valores intermediários para ambas as variáveis.

Por outro lado, para a variável taxa de alongamento diário, a espécie que apresentou maior crescimento foi *P. plicatum* ($1,10 \text{ cm dia}^{-1}$) diferindo significativamente de todas as espécies, com exceção de *T. diuretica* ($0,95 \text{ cm dia}^{-1}$) (Figura 22b). As espécies *A. affinis* ($0,82 \text{ cm dia}^{-1}$) e *A. pintoi* ($0,81 \text{ cm dia}^{-1}$) registraram valores um tanto menores que *T. diuretica*, porém não diferiram desta. Já *S. trilobata* e *P. notatum* foram as espécies que apresentaram as menores taxas de alongamento com $0,44$ e $0,56 \text{ cm dia}^{-1}$.

As espécies de gramíneas apresentaram maiores área foliar específica (AFE) e densidade da área de ramos/perfilhos (DAR/P) que as demais espécies (Figura 22d e e). *A. affinis* apresentou $22,01 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, enquanto *P. notatum* e *P. plicatum* apresentaram $21,64 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ e $21,01 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. As espécies não gramíneas apresentaram AFE menores, com valores entre $17,22 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (*A. pintoi*) e $11,32 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (*A. philoxeroides*), porém apenas a última diferiu significativamente das gramíneas. Em relação a DAR/P, *P. notatum* e *A. affinis* apresentaram as maiores médias com $0,107$ e $0,089 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-2}$, respectivamente, seguidas de *P. plicatum* com $0,066 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-2}$. Essas espécies diferiram significativamente das não gramíneas, as quais apresentaram médias variando entre $0,019 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-2}$ para *A. pintoi* e $0,0098 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-2}$ para *A. philoxeroides*.

Na análise dos parâmetros do sistema radicular verificou-se diferença significativa em todos, exceto para volume radicular. O maior comprimento total de raízes (CTR), área superficial de raízes (AS), volume radicular (V) e comprimento do sistema radicular (CSR) foram registrados para a espécie *P. plicatum* ($9454,42 \text{ cm}$, $1325,45 \text{ cm}^2$, $14,98 \text{ cm}^3$ e $47,38 \text{ cm}$, respectivamente), como podemos observar na Figura 23.

Figura 22 - Características da parte aérea avaliadas, (a) taxa de crescimento relativo (g dia^{-1}), (b) taxa de alongamento (cm dia^{-1}), (c) área foliar (cm^2), (d) área foliar específica ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$), (e) densidade da área de ramos/perfilhos ($\text{mm}^2 \text{mm}^{-2}$) e massa seca da parte aérea (g) das espécies avaliadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

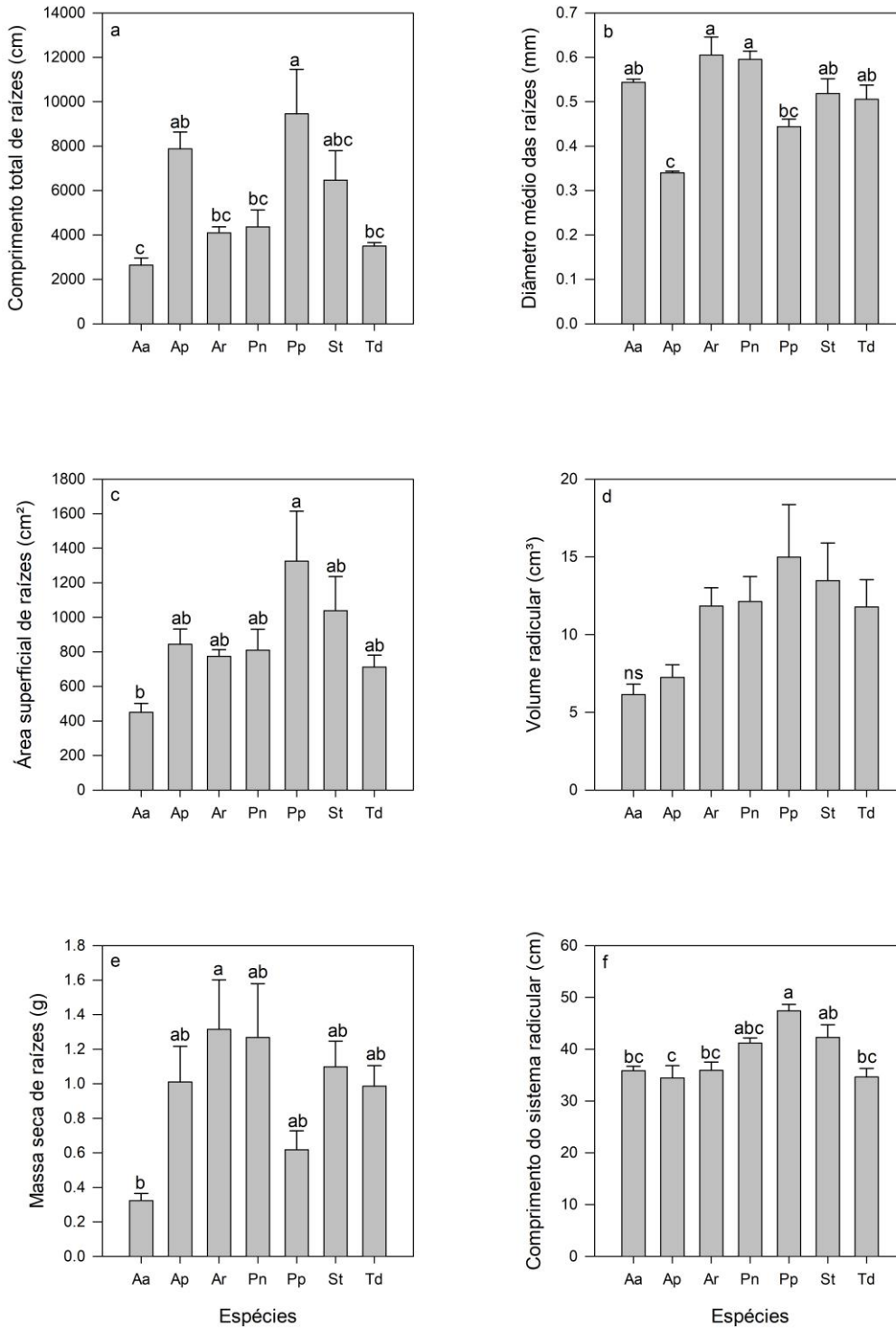
Juntamente com *P. plicatum*, as espécies *A. philoxeroides* e *S. trilobata* apresentaram os maiores CTR, com 7880,15 e 6467,76 cm, respectivamente (Figura 23a). No entanto, apenas *P. plicatum* diferiu significativamente das espécies *P. notatum* (4365,57 cm), *A. pintoii* (4101,02 cm), *T. diuretica* (3499,59 cm) e *A. affinis* (2640,08 cm). Essa última, além de apresentar o menor CTR, foi a espécie com a menor área superficial de raízes (450,18 cm²), volume radicular (6,145 cm³) e massa seca de raízes (0,32 g).

As espécies com maior diâmetro médio de raízes foram *A. pintoii* (0,60 mm) e *P. notatum* (0,59 mm), seguidas por *A. affinis* (0,54 mm), *S. trilobata* (0,51 mm) e *T. diuretica* (0,50 mm), as quais não diferiram significativamente das primeiras (Figura 23b). Já *P. plicatum* e *A. philoxeroides* apresentaram as menores médias de diâmetro com 0,44 e 0,34 mm, respectivamente, diferindo-se significativamente das espécies com as maiores médias de diâmetro.

Em relação a massa seca radicular, as espécies *A. pintoii* e *P. notatum* registraram os maiores valores, com 1,32 e 1,27 g, respectivamente (Figura 23e), no entanto, *A. pintoii* apenas diferiu significativamente de *A. affinis*. O comprimento do sistema radicular variou entre 47,38 e 34,45 cm (Figura 23f), com as espécies *P. plicatum*, *P. notatum* e *S. trilobata* apresentando os maiores comprimentos e *A. philoxeroides*, *T. diuretica*, *A. affinis* e *A. pintoii* os menores.

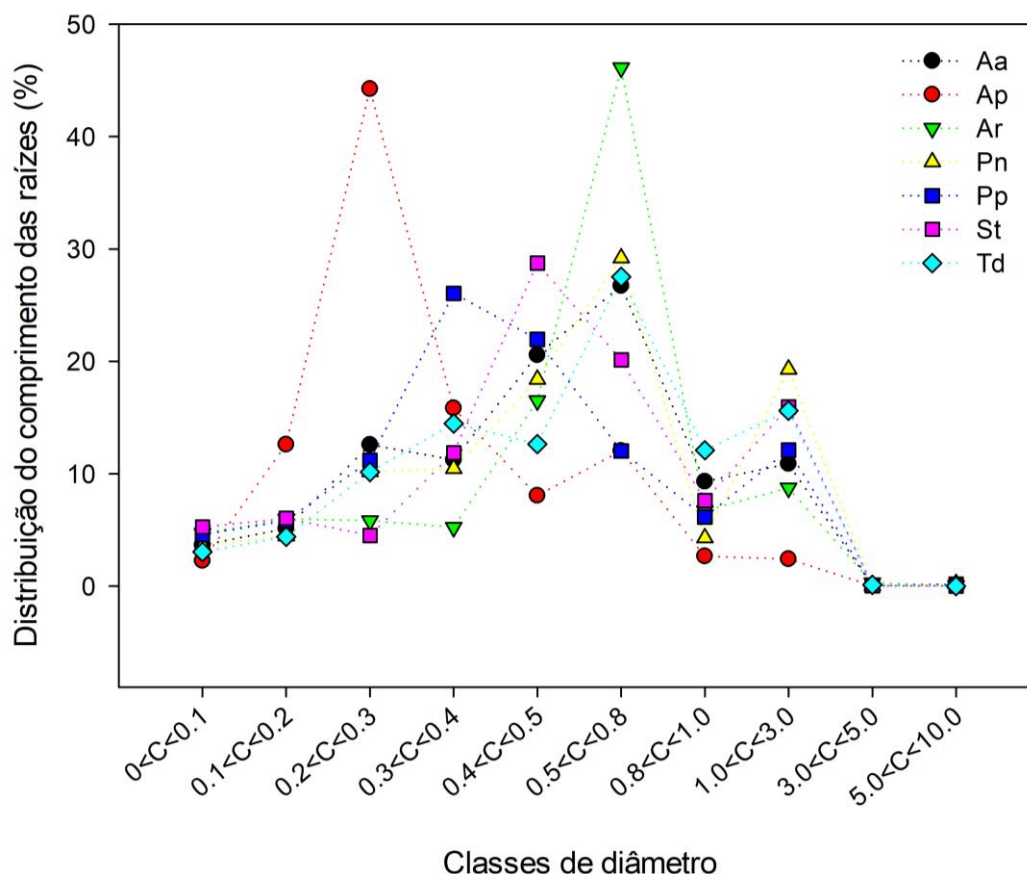
A Figura 24 mostra a distribuição do comprimento de raízes nas diferentes classes de diâmetro (%). Quatro das sete espécies estudadas tiveram a maior porcentagem de suas raízes entre 0,5<C<0,8 mm, entre elas *A. pintoii* com 46,1% do comprimento de suas raízes nesta classe de diâmetro, *P. notatum* com 29,18%, *T. diuretica* com 27,5% e *A. affinis* com 26,7%. Para *S. trilobata*, 28,7% de suas raízes encontram-se na classe entre 0,4<C<0,5 mm. Já para *P. plicatum* e *A. philoxeroides*, a maioria de suas raízes foram observadas nas classes de 0,3<C<0,4 mm (26,04%) e 0,2<C<0,3 mm (44,2%), respectivamente. Todas as espécies apresentaram raízes com até 5 mm de diâmetros e apenas *P. notatum* (0,20%), *P. plicatum* (0,17%) e *A. pintoii* (0,03%) tiveram pequena quantidade de raízes entre 5<C<10 mm.

Figura 23 - Características do sistema radicular avaliadas, (a) comprimento total de raízes (cm), (b) diâmetro médio das raízes (mm), (c) área superficial de raízes (cm²), (d) volume radicular (cm³), (e) massa seca de raízes (g) e (f) comprimento do sistema radicular das espécies avaliadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ns: não significativo. Fonte: A autora (2021).

Figura 24 - Distribuição do comprimento das raízes (%) em relação as classes de diâmetro (mm) das espécies avaliadas.

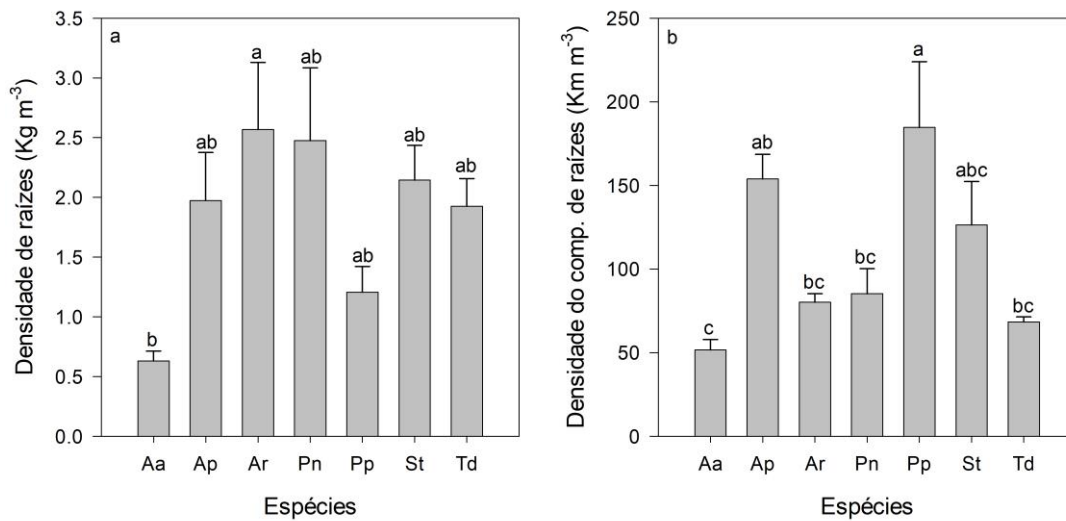


Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Fonte: A autora (2021).

A densidade de raízes e a densidade do comprimento de raízes variaram significativamente entre as espécies estudadas. As mais altas densidades de raízes foram observadas em *A. pintoii* e *P. notatum*, com 2,57 e 2,48 kg m⁻³, respectivamente e as menores em *P. plicatulum* e *A. affinis*, com 1,20 e 0,63 kg m⁻³, respectivamente (Figura 25a).

Por outro lado, *P. plicatulum* apresentou a maior densidade do comprimento de raízes com 184,66 km m⁻³, diferindo significativamente de *P. notatum* (85,26 km m⁻³), *A. pintoii* (80,10 km m⁻³), *T. diuretica* (68,35 km m⁻³) e *A. affinis* (51,56 km m⁻³). As espécies *A. philoxeroides* (153,9 km m⁻³) e *S. trilobata* (126, km m⁻³) apresentaram valores menores que *P. plicatulum*, porém maiores que as demais espécies (Figura 25b).

Figura 25 - Densidade de raízes (kg/m^3) e densidade do comprimento de raízes (km/m^3) das espécies avaliadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

A arquitetura do sistema radicular das espécies ao final do experimento pode ser observada na Figura 26, na qual pode-se visualizar que as espécies de gramíneas apresentaram um sistema radicular fibroso com maior quantidade de raízes finas, assim como as espécies não gramíneas que apresentaram um sistema radicular com grande quantidade de raízes finas emergindo de suas estacas.

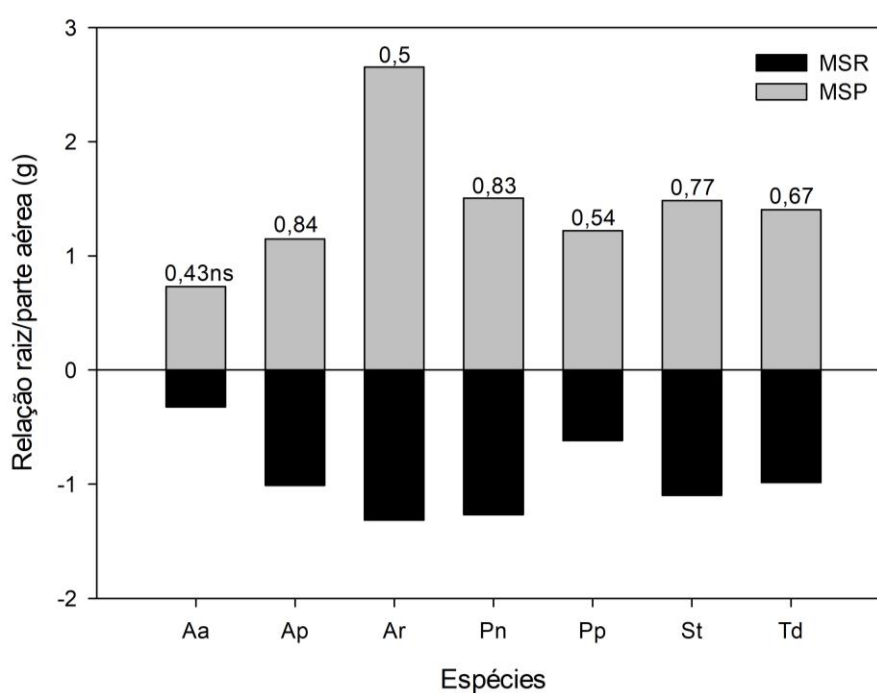
Figura 26 - Detalhe dos sistemas radiculares das espécies estudadas em rizobox. A: *A. affinis*. B: *P. notatum*. C: *P. plicatulum*. D: *A. philoxeroides*. E: *A. pintoii*. F: *S. trilobata*. G: *T. diuretica*.



Fonte: A autora (2021).

Não foi verificada diferença significativa para a relação raiz/parte aérea, no entanto, é possível observar que as espécies *A. affinis*, *A. pintoii* e *P. plicatulum* apresentam os menores valores, ou seja, elas possuem maior alocação de biomassa acima do solo que abaixo desse (Figura 27). Já as espécies *A. philoxeroides* e *P. notatum* apresentaram valores mais próximos de 1, o que significa que para elas as proporções de biomassa acima e abaixo do solo são semelhantes.

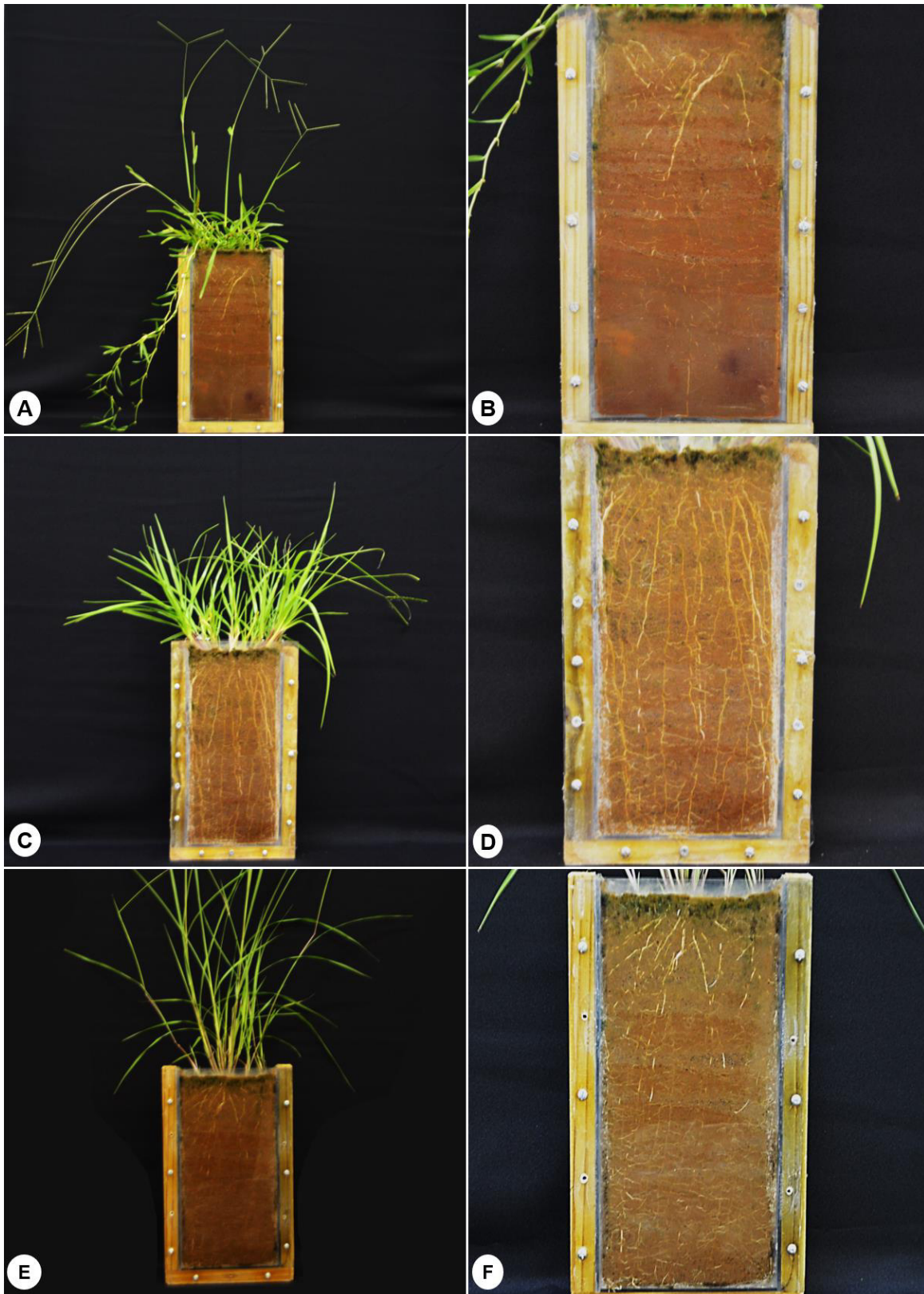
Figura 27 - Relação da massa seca de raízes (MSR) e a massa seca da parte aérea (MSP) das espécies avaliadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média. Os valores acima das barras expressam a relação raiz/parte aérea. ns: não significativo pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

A análise visual das raízes após 60 dias de experimento ainda dentro dos rizobox revelou que o sistema radicular das espécies foi capaz de ocupar praticamente todo solo destes, como podemos visualizar nas Figuras 28 e 29, com exceção para as espécies *A. affinis* e *A. philoxeroides*, nas quais a maioria das raízes ficaram concentradas nos primeiros 10-15 cm de profundidade (Figuras 28B e 29B). A espécie *T. diuretica* apresentou raízes em toda a profundidade do solo, mas com uma alta concentração de raízes finas nos primeiros 5 cm de profundidade (Figura 29H).

Figura 28 - Aspecto geral das espécies de gramíneas aos 60 dias de experimento. A e B: *A. affinis*. C e D: *P. notatum*. E e F: *P. plicatulum*.



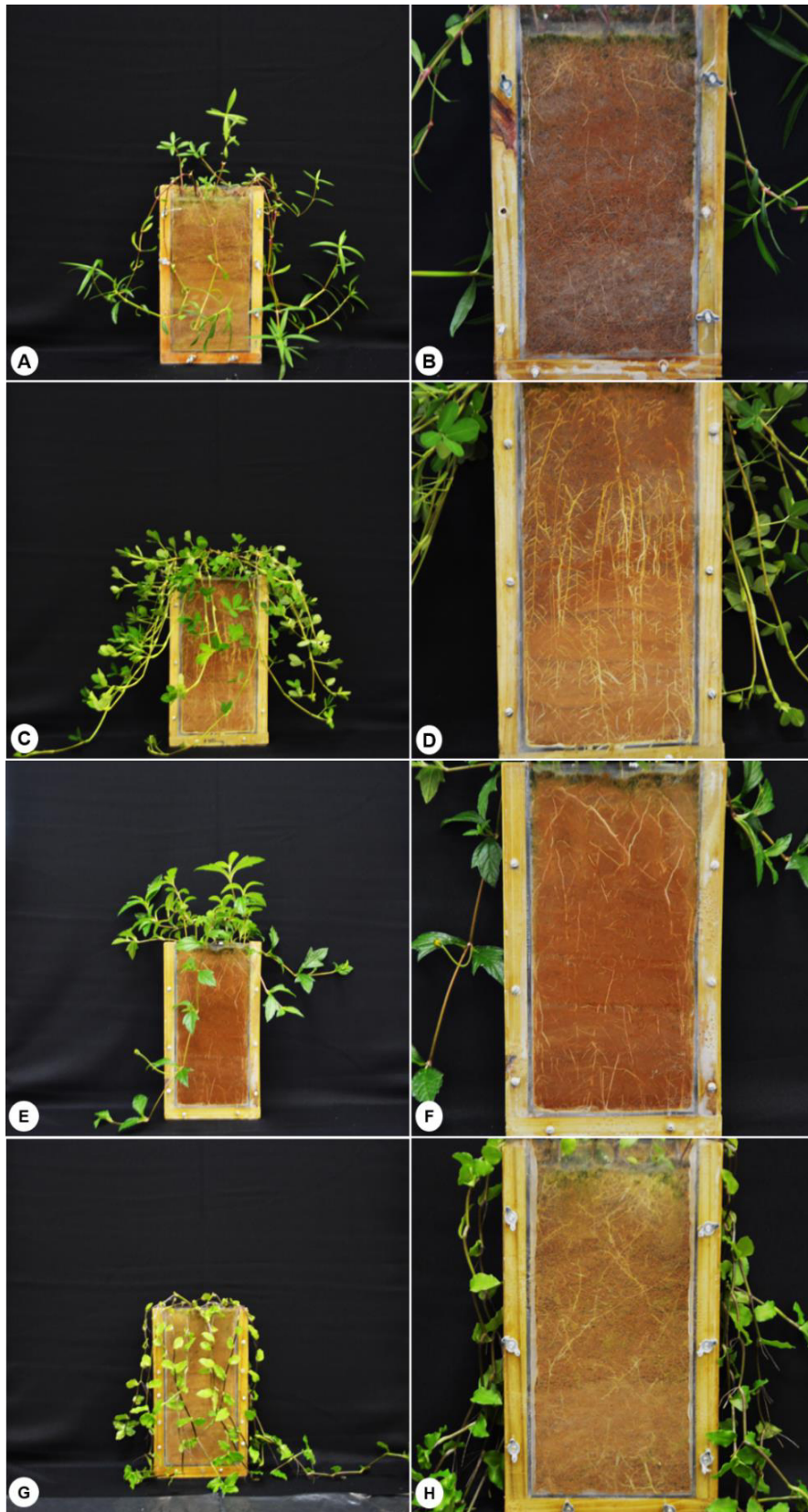
Fonte: A autora (2021).

Em relação à parte aérea, é possível visualizar que todas as espécies apresentaram um bom desenvolvimento e alta densidade, com exceção de *A. philoxeroides* e *T. diuretica*, apresentando folhas mais esparsas e no caso da primeira, uma menor área foliar (Figura 29A e G).

A projeção das espécies nos eixos 1 e 2 da PCA discriminou as características da parte aérea e do sistema radicular das sete espécies estudadas (Figura 30). O primeiro e segundo componentes principais explicaram 38% e 29,7% da variância total, respectivamente. O eixo 1 foi positivamente relacionado com a TCR, MSR, MSP, DR e AF, para os quais as espécies *A. pintoi* e *P. notatum* apresentaram os maiores valores, seguidas de *T. diuretica*, que apresentou valores intermediários para essas características e está entre as espécies com maior AFE.

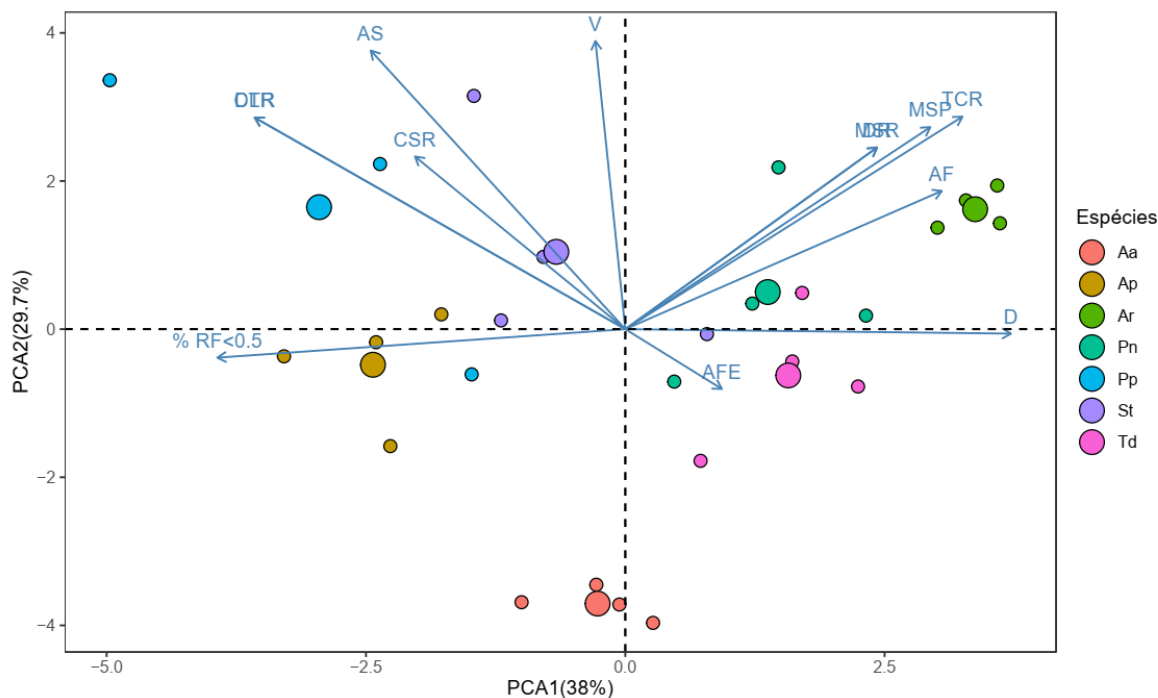
Em contraste, o eixo 2 foi positivamente relacionado com a AS, CTR, DCR e CSR, para os quais *P. plicatulum* apresentou os valores mais expressivos, seguido por *S. trilobata*. A espécie *A. philoxeroides* aparece no gráfico correlacionada com a % de raízes finas <0,5 mm. Já *A. affinis* aparece isolada, uma vez que apresentou valores menos expressivos para a maioria das características funcionais avaliadas, exceto para AFE e comprimento da parte aérea.

Figura 29 - Aspecto geral das espécies herbáceas não gramíneas aos 60 dias de experimento. A e B: *A. philoxeroides*. C e D: *A. pintoi*. E e F: *S. trilobata*. G e H: *T. diuretica*.



Fonte: A autora (2021).

Figura 30 - Análise das componentes principais das características funcionais da parte aérea e sistema radicular das sete espécies de plantas avaliadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Círculos maiores indicam o centro de agrupamento de cada espécie. TCR: taxa de crescimento relativo; MSP: massa seca da parte aérea; MSR: massa seca de raízes; AF: área foliar; AFE: área foliar específica; D: diâmetro médio de raízes; % RF<0,5: % de raízes menores de 5 mm de diâmetro; DR: densidade de raízes; DCR: densidade do comprimento de raízes; CTR: comprimento total de raízes; CSR: comprimento do sistema radicular; V: volume radicular; AS: área superficial de raízes. Fonte: A autora (2021).

6.3.2 Estratégias de crescimento e demandas nutricionais

Os níveis de macronutrientes acumulados nos tecidos da parte aérea e das raízes das espécies estudadas são descritos na Tabela 4. Houve diferença significativa para todos os teores de macronutrientes encontrados na parte aérea e para nitrogênio e potássio nas raízes. Os maiores níveis de nitrogênio foram registrados para a espécie *A. pintoii*, tanto em sua parte aérea ($21,93 \text{ g kg}^{-1}$) quanto em suas raízes ($16,14 \text{ g kg}^{-1}$), diferindo significativamente das espécies *A. affinis*, *T. diuretica*, *P. plicatulum*, *S. trilobata* e *P. notatum* em ambos. *A. philoxeroides* foi a única espécie que não diferiu significativamente de *A. pintoii*, com $15,65 \text{ g kg}^{-1}$. O teor de nitrogênio observado nas raízes de *A. pintoii* foi 86% superior ao observado na espécie com o segundo maior acúmulo desse nutriente.

Tabela 4 - Níveis de macronutrientes em *A. affinis* (Aa), *A. philoxeroides* (Ap), *A. pintoii* (Ar), *P. notatum* (Pn), *P. plicatulum* (Pp), *S. trilobata* (St) e *T. diuretica* (Td).

Nutrientes	Aa	Ap	Ar	Pn	Pp	St	Td
Parte aérea							
N (g kg ⁻¹)	13,95b	15,65ab	21,93a	10,95b	12,71b	10,96b	12,75b
P (g kg ⁻¹)	1,47ab	2,66ab	1,23b	1,20b	1,57ab	1,37ab	2,89a
K (g kg ⁻¹)	17,6abc	32,38a	5,98c	14,83bc	14,7bc	13,5bc	23,76ab
Ca (g kg ⁻¹)	3,02de	9,93ab	12,15a	2,42e	5,90cd	8,36bc	12,31a
Mg (g kg ⁻¹)	2,31d	7,39b	5,57bc	1,71d	4,23cd	1,68d	10,27a
Raízes							
N (g kg ⁻¹)	6,62bc	6,5bc	16,14a	6,48bc	8,68b	4,44bc	3,89c
P (g kg ⁻¹)	0,67ns	0,76	0,84	0,82	0,67	0,76	0,75
K (g kg ⁻¹)	1,23b	2,15b	1,67b	3,088b	0,84b	6,32a	2,22b
Ca (g kg ⁻¹)	3,31ns	7,84	5,41	4,98	5,05	7,69	6,90
Mg (g kg ⁻¹)	1,30ns	1,15	1,18	0,72	0,79	1,30	1,41

Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: A autora (2021).

Por outro lado, *A. pintoii* apresentou os menores teores de fósforo e potássio em sua parte aérea, com 1,23 e 5,98 g kg⁻¹, respectivamente. As espécies *T. diuretica* e *A. philoxeroides* apresentaram os maiores níveis de fósforo (2,89 e 2,66 g kg⁻¹), potássio (23,76 e 32,38 g kg⁻¹), cálcio (12,31 e 9,93 g kg⁻¹) e magnésio (10,27 e 7,39 g kg⁻¹) em sua biomassa acima do solo.

As espécies de gramíneas apresentaram os menores teores de cálcio e magnésio, juntamente com *S. trilobata* que apresentou o menor teor de magnésio (1,68 g kg⁻¹). Para *P. notatum* foram registrados teores de cálcio e potássio de 2,42 e 1,71 g kg⁻¹, para *A. affinis* de 3,02 e 2,31 g kg⁻¹ e para *P. plicatulum* de 5,90 e 4,23 g kg⁻¹, respectivamente. Nas raízes de *S. trilobata* foram observados os maiores teores de potássio, com 6,32 g kg⁻¹, diferindo significativamente das demais espécies.

Houve diferença significativa para os teores de macronutrientes no solo, exceto para cálcio e magnésio (Tabela 5). Os maiores valores de fósforo foram registrados para as espécies de gramíneas, *P. notatum* com 7,07 mg dm³, *P. plicatulum* com 6,27 mg dm³, *A. affinis* com 5,37 mg dm³ e para *T. diuretica* também com 5,37 mg dm³ e os menores para *A. pintoii* com 3,77 mg dm³ e *A. philoxeroides* com 4,47 mg dm³.

Tabela 5 - Caracterização química do solo para as diferentes espécies avaliadas. *A. affinis* (Aa), *A. philoxeroides* (Ap), *A. pintoii* (Ar), *P. notatum* (Pn), *P. plicatulum* (Pp), *S. trilobata* (St) e *T. diuretica* (Td).

Atributos do solo	Aa	Ap	Ar	Pn	Pp	St	Td
Matéria Orgânica (%)	0,53bc	1,07ab	1,1a	0,47c	0,5c	0,57abc	0,5c
pH em H ₂ O	6,53ab	6,3b	6,47ab	6,87ab	6,93a	6,56ab	6,6ab
P disponível mg dm ³	5,37ab	4,47ab	3,77b	7,07a	6,27ab	4,63ab	5,37ab
K trocável mg dm ³	29,3a	13,3d	22,67b	24ab	20bc	17,33cd	16cd
Ca trocável cmol _c dm ³	1,89ns	1,50	1,52	1,51	1,40	1,73	1,54
Mg trocável cmol _c dm ³	0,92ns	0,65	0,70	0,79	0,73	0,92	0,77
Saturação por bases	74,23ns	69,2	70,4	74,33	71,8	74,63	73,27

Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Fonte: A autora (2021).

Resultado semelhante foi observado para os teores de potássio, onde as três espécies de gramíneas, *A. affinis* (29,3 mg dm³), *P. notatum* (24 mg dm³), *P. plicatulum* (20 mg dm³) juntamente com *A. pintoii* (22,67 mg dm³) apresentaram os maiores valores. Os menores valores de potássio foram registrados para *A. philoxeroides* (13,3 mg dm³) e *T. diuretica* (16 mg dm³).

6.4 DISCUSSÃO

6.4.1 Características funcionais das plantas

Os resultados obtidos nesse experimento refletem o máximo potencial de crescimento das espécies estudadas sem a influência de fatores ambientais, uma vez que o experimento foi conduzido em casa de vegetação, onde as variáveis climáticas foram mantidas ótimas para o crescimento das plantas e com disponibilidade de água e nutrientes no solo durante todo o período experimental.

A TCR é a medida mais apropriada para a avaliação do crescimento vegetal e representa o incremento de matéria fresca, em um intervalo de tempo (g dia⁻¹), considerando a massa alocada sobre a massa já existente. De acordo com Benincasa (1998), esse parâmetro é proporcional ao tamanho da planta e da sua capacidade fotossintética. Neste estudo a TCR variou entre 0,37 e 0,14 g dia⁻¹. Essa diferença observada na TCR entre as espécies estudadas pode ser resultado de diferentes características de crescimento, entre elas, as estratégias de produção de folhas (MARQUES et al., 2020b).

Nesse estudo, as espécies *A. pintoi* e *P. notatum* apresentaram as maiores TCR, AF e MSP (Figura 30), o que revela que essas espécies, dentre as avaliadas, obtiveram maior incremento de matéria seca e investiram na produção de uma maior área foliar. Segundo Burylo et al. (2012a), a área foliar desempenha um papel importante na interceptação da precipitação. Plantas com áreas foliares maiores proporcionam uma maior área de interceptação, diminuindo a desagregação do solo causada pelo impacto das gotas de chuva.

Por outro lado, quando analisamos a taxa de alongamento diário, as espécies que se destacaram foram *P. plicatulum*, *T. diuretica* e *A. affinis*, as quais investiram mais no alongamento vertical (*P. plicatulum*) ou horizontal (*T. diuretica* e *A. affinis*) de seus ramos e folhas. Tal característica também é importante para o controle da erosão, uma vez que essas espécies demonstram potencial para cobrir rapidamente o solo.

De acordo com Kervroëdan et al. (2018) e Mekonnen et al. (2016), plantas com maiores densidades logo acima da superfície do solo são mais eficientes na retenção de sedimentos, uma vez que essa característica afeta diretamente a rugosidade hidráulica, diminuindo a velocidade do fluxo e promovendo a sedimentação. Nesse sentido, os resultados evidenciaram que as espécies de gramíneas possuem maior potencial para retenção de sedimentos que as demais espécies estudadas.

Para Boldrin, Leung e Bengough (2017), a AFE é um indicador de estratégia energética e de adaptação ao ambiente de uma espécie. Elevada AFE significa rápido retorno do investimento energético, o que resulta em taxas mais elevadas de fotossíntese líquida, crescimento potencial e transpiração. Bordoloi e Ng (2020), cita que a área foliar específica (AFE) é uma das características das plantas que devem ser usadas para selecionar plantas com objetivo de fornecer reforços contra deslizamentos de terra induzidos pela chuva, uma vez que diminuem o conteúdo de água no solo.

A área foliar específica expressa a quantidade necessária de matéria seca alocada por cada unidade de massa foliar (MF) produzida e é um atributo que pode ajudar tanto a inferir sobre investimento da planta em tecido fotossintético, quanto a respeito do uso da água no crescimento (WRIGHT et al., 2004). As três espécies de gramíneas avaliadas apresentaram as maiores AFE, a qual variou de 22,01 m² kg⁻¹ para *A. affinis* a 11,32 m² kg⁻¹ para *A. philoxeroides*. Conforme Marques (2017), plantas com alta AFE conseguem produzir uma unidade de MF com menor

investimento de carbono, necessitando assim, menor tempo para a formação das folhas em comparação às espécies de baixa AFE. Espécies com alta AFE geralmente apresentam maiores teores de água por unidade de massa seca, e menos carbono e N por unidade de matéria fresca foliar.

Os resultados obtidos nesse estudo mostraram variações nas características do sistema radicular entre as espécies avaliadas (Figura 30). No entanto, considerando o diâmetro das raízes, todas as espécies apresentaram sistema radicular com maior quantidade de raízes finas (Figura 24), ou seja, com a grande maioria de suas raízes com até 5 mm de diâmetro.

Diversos autores concordam que sistemas radiculares com maior quantidade de raízes finas ($D < 5$ mm) são mais eficientes na fixação do solo e na diminuição das taxas de erosão superficial quando comparados com aqueles constituídos por raízes de diâmetros maiores (COPPIN; RICHARDS, 2007; REUBENS et al., 2007). As raízes finas apresentam valores mais altos de resistência à tração, contribuindo de maneira mais efetiva para o aumento da resistência ao cisalhamento do solo (DE BAETS et al., 2008; HUDEK et al., 2017).

Segundo Lees et al. (2020), importantes características funcionais das raízes na redução da erosão do solo incluem o comprimento total de raízes, o diâmetro médio das raízes e a superfície total das raízes, que influenciam tanto a coesão do solo como a estabilidade do agregado.

Analisando tais características, a espécie *P. plicatulum* ocupou lugar de destaque, com o maior comprimento total de raízes (CTR) e maior comprimento do sistema radicular (CSR), o que refletiu em uma maior área superficial e volume radicular em comparação com as demais espécies. Além disso, a espécie apresenta grande quantidade de raízes finas, sendo o diâmetro médio de suas raízes de 0,44 mm, o segundo menor entre as espécies estudadas.

P. plicatulum também apresentou a maior densidade do comprimento de raízes (DCR), uma das características frequentemente utilizadas para estimar o potencial de espécies vegetais na redução da erosão do solo e para selecionar aquelas mais adequadas para controlar a erosão de fluxo concentrado. Segundo Vannoppen et al. (2015), a densidade das raízes (DR) e a densidade do comprimento de raízes (DCR) são as características radiculares mais utilizadas e correlacionadas com o potencial de uma espécie em reduzir a erosão de fluxo concentrado.

Vannoppen et al. (2017) ao estudar o efeito das raízes e das características do solo na redução da erosão de fluxo concentrado, observaram uma forte redução da taxa de desprendimento de solo (TDS) para plantas com o aumento da DCR e DR. Para eles, plantas com DCR acima de 50 km m^{-3} e DR superior a $0,5 \text{ kg m}^{-3}$ são capazes de reduzir a TDS em 80% ou mais, comparado a um solo sem a presença de raízes. De Baets et al. (2007a) verificaram expressiva diminuição da TDS com um aumento da DR de gramíneas entre 0 e 2 kg m^{-3} , em solos arenosos.

Nesse estudo, a DCR variou de $51,6 \text{ km m}^{-3}$ para *A. affinis* a $184,7 \text{ km m}^{-3}$ para *P. plicatulum* e a DR de $0,63 \text{ kg m}^{-3}$ para *A. affinis* a $2,57 \text{ kg m}^{-3}$ para *A. pintoi*. Esses valores comprovam que todas as espécies avaliadas apresentam potencial para reduzir os efeitos da erosão de fluxo concentrado.

Considerando os valores registrados para DCR e DR, a espécie que apresentou valores elevados em ambos foi *S. trilobata*, a qual também apresentou altos valores para CTR, CSR, AS e V. A espécie *A. philoxeroides* apresentou a segunda maior DCR e o menor diâmetro médio, com a maioria de suas raízes concentradas nos primeiros 10-15 cm de profundidade. No entanto, para as demais características do sistema radicular, a espécie apresentou os menores valores, juntamente com *A. affinis*, espécie que também possui grande parte de suas raízes nas primeiras camadas do solo.

A DCR também é positivamente correlacionada com a resistência ao cisalhamento do solo. Em termos de reforço mecânico do solo, uma DCR elevada significa uma maior área de secção transversal de raízes que atravessam uma superfície de cisalhamento potencial por unidade de superfície do solo (BOLDRIN; LEUNG; BENGOUGH, 2017).

As espécies que apresentaram as maiores DR, MSR e diâmetro médio de suas raízes foram *A. pintoi* e *P. notatum*. Essas espécies alocaram maior biomassa tanto abaixo quanto acima do solo durante o período de avaliação. *T. diuretica* apresentou valores intermediários para as características do sistema radicular em comparação com as demais espécies avaliadas.

6.4.2 Estratégias de crescimento e demandas nutricionais

As estratégias de crescimento das espécies estão fortemente relacionadas as suas características funcionais e a forma de uso dos recursos do ambiente. A análise

de nutrientes nos tecidos da parte aérea e raízes das espécies estudadas apresentou significativa variação para a maioria dos macronutrientes avaliados.

Conforme Marques et al. (2020), espécies com alta TCR e maior AFE são mais abundantes em ambientes com maior fertilidade do solo e/ou disponibilidade hídrica. Essas características permitem as espécies utilizarem os nutrientes de forma intensa e rápida, com grande reciclagem interna de nutrientes e componentes estruturais. Assim, espécies com elevada TCR e maior AFE apresentam maior demanda por nutrientes.

Com o objetivo de tentar traduzir a diversidade de gramíneas dos campos naturais do Sul do Brasil, Quadros, Trindade e Borba (2009) propuseram o agrupamento das espécies em tipos funcionais, a partir de seus atributos AFE e TMS (teor de matéria seca das folhas). Esses autores classificaram as espécies em plantas de captura de recursos e de conservação de recursos.

Plantas de captura de recursos são aquelas que alocam menos tecidos em suas estruturas fotossintéticas, que têm uma duração de vida menor, com folhas menos espessas e mais tenras, e, portanto, com maior AFE e menor TMS. Esse grupo é composto majoritariamente por espécies de hábito prostrado, estolonífero ou rizomatoso. Ao contrário, plantas de conservação de recursos geralmente formam touceiras densas e são espécies adaptadas a ambientes marginais, menos férteis, mais pedregosos, com limitações edáficas e climáticas. Essas espécies investem os nutrientes e os fotoassimilados em estruturas foliares mais complexas, mais densas e de maior duração de vida e a elas é atribuída uma menor reciclagem interna de nutrientes.

Nesse sentido, as gramíneas avaliadas nesse estudo apresentaram as maiores AFE e seriam classificadas como de captura de recursos. Esse resultado corrobora com Marques et al. (2020) que utilizou essa metodologia em seu estudo e classificou as três espécies de gramíneas avaliadas nesse estudo (*A. affinis*, *P. notatum* e *P. plicatulum*) como plantas de captura de recursos. No entanto, para Quadros, Trindade e Borba (2009), *P. plicatulum* pode ser uma planta tanto de captura de recursos quanto de conservação desses, dependendo do seu ecótipo e manejo.

Para as espécies não gramíneas, tal classificação parece não ser completamente válida, uma vez que as espécies *A. philoxeroides* e *S. trilobata* apresentaram $AFE < 14 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, valor utilizado para definir se uma espécie é de captura ou conservação de recursos. Porém, a análise da TCR e dos níveis de

macronutrientes encontrados nos tecidos de *S. trilobata* e no solo demonstra que a espécie apresenta uma eficiência de absorção e uso dos nutrientes intermediária em comparação com as demais espécies, principalmente no uso desses em suas raízes, apresentando um crescimento mais expressivo abaixo do solo que acima deste.

Como esperado, a espécie leguminosa *A. pintoii* apresentou os maiores níveis de nitrogênio (N) tanto em sua parte aérea quanto raízes, devido à sua capacidade de fixação biológica de N. De acordo com Miranda, Saggin Júnior e Silva (2008), a espécie tem alta capacidade de fixação de N, com taxas que podem variar de 70 a 200 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

Dentre as espécies avaliadas, *A. pintoii* parece ser a espécie com maior eficiência de absorção e utilização dos nutrientes, convertendo em uma alta taxa de crescimento relativo e produção de área foliar. Nascimento et al. (2010) concluíram que a adubação com PK aumenta a produção de biomassa de *A. pintoii*, sendo que as melhores respostas foram obtidas com a aplicação de metade da dose (50kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 35kg ha⁻¹ de K₂O) recomendada pela Comissão de Fertilidade do Solo para o estabelecimento de leguminosas de estação quente nos estados do RS e SC (CQFS-RS/SC, 2016). Tal fato pode ser resultante da facilidade que a espécie apresenta em explorar os nutrientes do solo quando em níveis baixos. Miranda, Saggin Júnior e Silva (2008) citam que a eficiência de utilização de P de *A. pintoii* é inversamente proporcional às doses aplicadas.

Por outro lado, as espécies *A. philoxeroides* e *T. diuretica* apresentaram os teores de P, K, Ca e Mg mais elevados em sua parte aérea, contudo *A. philoxeroides* não apresentou respostas expressivas de crescimento e produção de área foliar e *T. diuretica* apresentou crescimento intermediário quando comparado com as demais espécies. Segundo George, Horst e Neumann (2011), o consumo de luxo ocorre quando uma planta absorve o nutriente aplicado mas não responde em crescimento, ocorrendo aumento da sua concentração nos tecidos da planta.

Os maiores teores de P e K no solo foram encontrados para as espécies de gramíneas, o que pode indicar que essas espécies apresentam uma menor eficiência de absorção de nutrientes. Entretanto, apresentam eficiência no uso dos nutrientes que absorvem, visto que apresentaram elevado TCR (*P. notatum*), desenvolvimento radicular (*P. plicatulum*) e altas AFE (*A. affinis*, *P. notatum* e *P. plicatulum*). Marques et al. (2020b) encontrou resultado semelhante para a eficiência de uso de P por essas espécies e concluiu que *P. notatum* e *P. plicatulum* possuem elevada eficiência de

uso de P tanto nas folhas quanto nas raízes. Em outro estudo, Marques et al. (2019) concluiu que P é o nutriente que limita o crescimento de gramíneas nativas e que a adução fosfatada resulta em maiores TCR e MSP para essas espécies.

6.5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo permitiram ampliar o conhecimento sobre as características funcionais, desenvolvimento inicial, estratégias de crescimento e demandas nutricionais de espécies de herbáceas nativas brasileiras. Adicionalmente, a partir desses resultados foi possível inferir sobre o potencial dessas espécies em controlar os processos erosivos.

Todas as espécies apresentam, em maior ou menor grau, potencial de uso para proteção do solo e redução do efeito do impacto das gotas de chuva. Com maior potencial, citam-se as espécies de gramíneas, *A. affinis*, *P. notatum* e *P. plicatum*, juntamente com *A. pintoii*, *S. trilobata* e *T. diuretica* devido ao seu maior desenvolvimento da parte aérea, e em menor *A. philoxeroides*. As espécies de gramíneas também apresentam potencial para retenção de sedimentos, uma vez que possuem alta densidade de perfilhos acima do solo.

No caso dos processos erosivos de fluxo concentrado, canais e voçorocas, a análise das características morfológicas, em especial do sistema radicular, permite inferir que todas as espécies apresentam características funcionais importantes para controlar esses processos, como sistemas radiculares constituídos em sua grande maioria por raízes finas com até 5 mm de diâmetro e valores expressivos de densidade de raízes e densidade do comprimento de raízes.

As espécies apresentaram diferentes estratégias de crescimento e demanda de nutrientes. *A. pintoii*, *P. notatum*, *A. affinis*, *P. plicatum* e *S. trilobata* foram capazes de absorver e utilizar os nutrientes disponibilizados no solo. *T. diuretica* e principalmente *A. philoxeroides* responderam de maneira menos expressiva à adubação.

Nesse estudo ficou evidente a grande variação entre as características morfológicas/funcionais das espécies e que dificilmente uma única espécie apresentará um conjunto completo de características eficazes para controlar os diferentes tipos de processos erosivos. Assim, sugere-se a utilização de um conjunto de diferentes espécies nos projetos que objetivam controlar os processos erosivos,

contribuindo não só para uma maior proteção e estabilidade do solo, mas também para o aumento da diversidade de espécies e equilíbrio dos ecossistemas.

Estudos de campo devem ser realizados para consolidar e ampliar o conhecimento das características funcionais de espécies nativas e a sua influência nos processos de erosão solo.

7 ESTUDO II - ÍNDICE DE COBERTURA DO SOLO E CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DO SISTEMA RADICULAR DE ESPÉCIES NATIVAS BRASILEIRAS E O SEU POTENCIAL PARA REDUZIR A EROÇÃO DO SOLO: UM ESTUDO DE CAMPO

7.1 INTRODUÇÃO

A erosão do solo está entre as ameaças mais sérias para a preservação do solo e dos recursos hídricos em qualquer escala espacial e temporal (LÓPEZ-VICENTE et al., 2020). O Brasil é considerado um dos '*hotspots*' da erosão global (GUERRA et al., 2014a). Estimativas apontam que as taxas anuais de erosão no Brasil podem chegar a aproximadamente 840 milhões de toneladas gerando perdas econômicas entre 8 e 10 bilhões de reais (HERNANI et al., 2002; MERTEN; MINELLA, 2013).

A vegetação controla a erosão do solo principalmente através dos efeitos combinados da parte aérea das plantas e de suas raízes (GYSSSELS et al., 2005; ZHAO et al., 2017). A erosão está diretamente relacionada com os índices de cobertura do solo proporcionados pelas espécies. Para inúmeros autores, a cobertura vegetal é a principal característica funcional das plantas que influencia nas taxas de erosão, especialmente nos processos de erosão por salpico e laminar, devido a interceptação das gotas de chuva e a dissipação da energia dessas, bem como ao aumento da rugosidade da superfície e infiltração do escoamento (MARTIN et al., 2010; MORGAN; RICKSON, 1995; NORRIS et al., 2008; REUBENS et al., 2011; ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008).

Por outro lado, as raízes contribuem na estruturação do solo e estabilidade de seus agregados, no aumento das taxas de infiltração e também na resistência ao cisalhamento do solo, sendo mais efetivas no controle da erosão de fluxo concentrado (BORDOLOI; NG, 2020; BURYLO; HUDEK; REY, 2011; GYSSSELS et al., 2005; VANNOPPEN et al., 2015).

O efeito da cobertura vegetal e das raízes na erosão do solo varia de acordo com as espécies e as condições edafoclimáticas do local onde são utilizadas, sendo necessário investigar tais características, bem como suas interações com o ambiente para orientar a escolha das espécies mais adequadas para cada situação de uso.

As características do sistema radicular das plantas e sua dinâmica ainda são pouco conhecidas quando comparadas às da parte aérea, fato decorrente da dificuldade relacionada à amostragem e observação das raízes, frequentemente realizadas, por meios destrutivos, impossibilitando o acompanhamento da dinâmica das raízes ao longo do tempo (SANTOS JUNIOR et al., 2007). Devido a isso, técnicas não-destrutivas para avaliação do sistema radicular das plantas têm surgido, entre elas a utilização de *minirhizotrons*, que permitem quantificar os atributos radiculares das plantas *in situ* repetidas vezes, possibilitando a análise temporal das raízes (IVERSEN et al., 2012; SHILO et al., 2013).

Desse modo, as características do sistema radicular das espécies podem ser avaliadas diretamente no campo e em diferentes épocas do ano, possibilitando também determinar o potencial de diferentes espécies na redução da erosão do solo ao longo do ano. Assim, os objetivos desse estudo são: (1) avaliar o índice de cobertura e o desenvolvimento das espécies no campo e (2) investigar as características morfológicas do sistema radicular por método não destrutivo em duas épocas do ano.

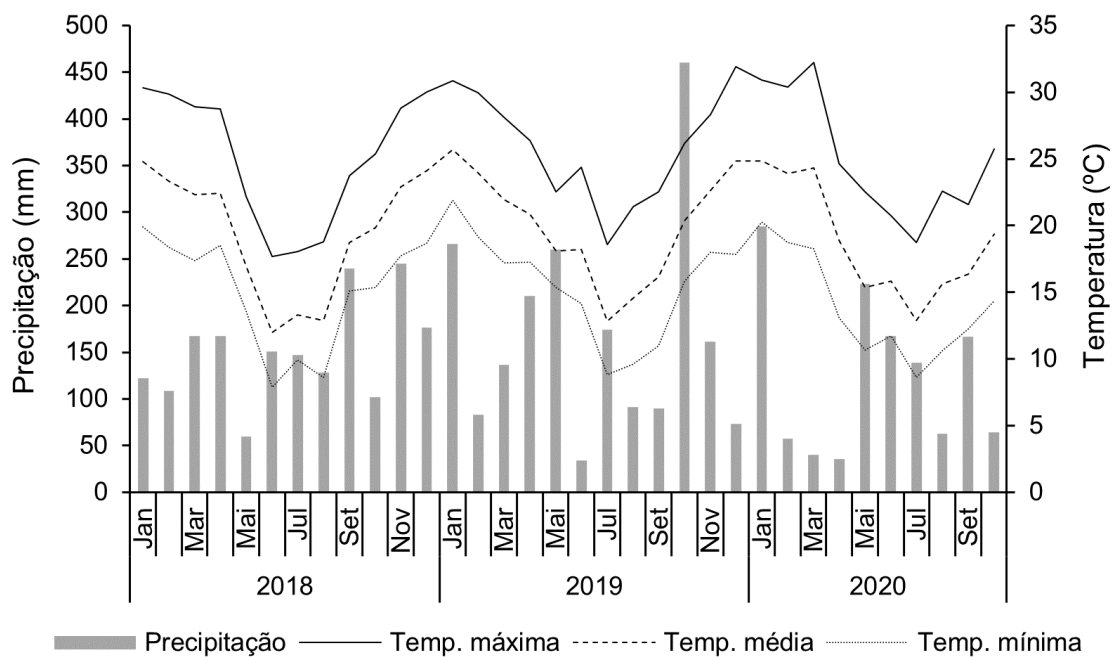
7.2 MATERIAL E MÉTODOS

7.2.1 Descrição da área experimental

O estudo foi conduzido no período de janeiro de 2018 a outubro de 2020, no município de Santa Maria, a 130 metros de altitude, na região fisiográfica da Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (29° 47' 29" S, 53° 39' 48" O). O clima da região é subtropical, do tipo "Cfa", conforme a classificação de Köppen, caracterizado por apresentar temperatura do ar no mês mais frio entre -3 e 18°C, do mês mais quente superior a 22°C e precipitação média anual entre 1600 e 1900 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (ALVARES et al., 2013). Dados de precipitação média mensal e temperatura média mensal ao longo do experimento são apresentados na Figura 31.

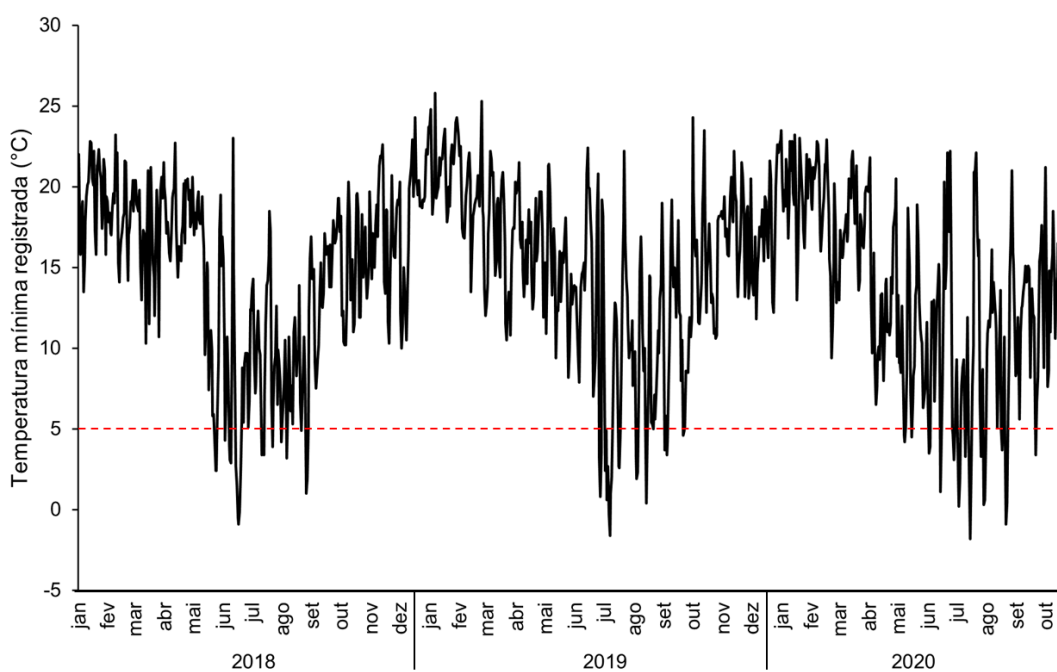
Além disso, durante a condução do experimento foram registrados 75 dias com temperaturas mínimas abaixo de 5°C e 8 dias com temperaturas abaixo de 0°C no município de Santa Maria, conforme podemos observar na Figura 32.

Figura 31 - Precipitação (mm), temperaturas mínimas (Temp. mínima), médias (Temp. média) e máximas (Temp. máxima) mensais (°C) registradas no período de janeiro de 2018 a outubro de 2020, Santa Maria, RS, Brasil.



Fonte: BDMET/INMET (2021).

Figura 32 - Temperaturas mínimas diárias registradas durante o período do experimento, Santa Maria, RS, Brasil.



Fonte: BDMET/INMET (2021).

O solo da área experimental é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2018), sendo seus atributos apresentados na Tabela 6. A análise do solo indicou um pH baixo (5,1 a 5,4), correspondendo a um solo ácido, teor de matéria orgânica (MO) baixo (< 2,5 %) e baixos níveis de fósforo (P) disponível e de potássio (K) trocável (CQFS-RS/SC, 2016).

Tabela 6 - Atributos do solo na camada 0 a 20 cm da área experimental, Santa Maria, RS.

Atributos do solo	Valores	Unidade
Argila (Método da pipeta)	15	%
Silte (Método da pipeta)	12	%
Areia (Método da pipeta)	73	%
Matéria Orgânica (Método Walkley Black)	1,07	%
pH em H ₂ O (Relação 1:1)	5,28	-
P disponível (Extraído por Mehlich ⁻¹)	13,99	mg dm ³
K trocável (Extraído por Mehlich ⁻¹)	26,25	mg dm ³
Ca trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	1,47	cmol _c dm ³
Mg trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	0,79	cmol _c dm ³
Al trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	0,24	cmol _c dm ³
Cu disponível (Extraído por HCl 0,1 mol L ⁻¹)	0,66	mg dm ³
Zn disponível (Extraído por HCl 0,1 mol L ⁻¹)	0,72	mg dm ³
CTC a pH 7,0	5,88125	cmol _c dm ³
Saturação por bases	42,3625	%
Índice SMP	6,3	-

Fonte: A autora (2021).

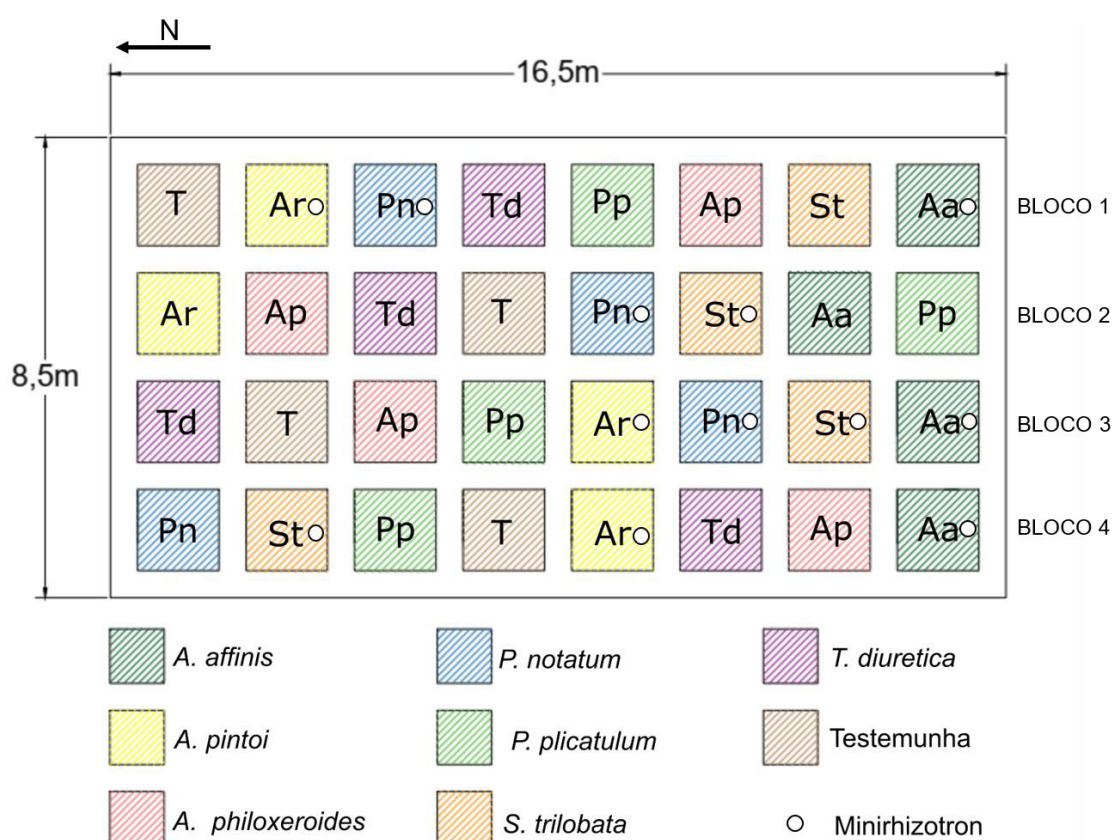
7.2.2 Preparo da área e plantio das mudas

Antes da instalação deste experimento, o local caracterizava-se como campo nativo com ocorrência de vegetação espontânea. Para o preparo da área foi realizada a roçada dessa vegetação e posterior dessecação química na área das parcelas através da aplicação de herbicida sistêmico não seletivo [Glifosato - N (phosphonomethyl) glycine] na dosagem de 2,0 L ha⁻¹ para o controle de plantas indesejadas, bem como capina manual para limpeza total da área de plantio. A calagem do solo foi realizada a lanço e sem incorporação com calcário dolomítico (PRNT 76%) de acordo com índice SMP, para elevar o pH até 5,5. Além disso, para melhorar as características químicas do solo foi realizada duas aplicações de 120 g de ureia, 67 g de superfosfato triplo e 66,5 g de cloreto de potássio por parcela, que foram equivalentes a 100 kg de N/ha, 100 kg de P₂O₅/ha e 70 kg de K₂O/ha. As aplicações foram realizadas antes do plantio das mudas e na primavera do primeiro

ano, conforme recomendado pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo para pastagens naturais (nativas ou naturalizadas) (CQFS-RS/SC, 2016).

A área experimental foi dividida em 4 blocos no sentido Norte-Sul, nos quais foram delimitadas parcelas de 1,5 m x 1,5 m, deixando-se um espaçamento entre parcelas de 50 cm, sendo cada bloco dividido em 8 parcelas, com 4 repetições por tratamento (espécie). As espécies utilizadas nesse experimento foram *A. philoxeroides*, *A. pintoi*, *A. affinis*, *P. notatum*, *P. plicatulum*, *S. trilobata* e *T. diuretica* (Figura 33).

Figura 33 - Representação esquemática da área experimental, considerando a disposição dos blocos e distribuição das espécies ao acaso nas parcelas.

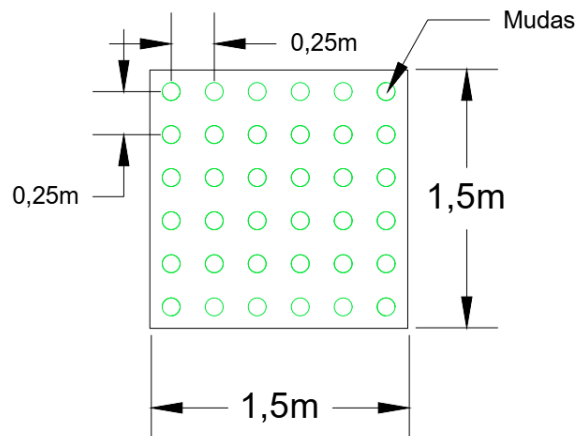


Fonte: A autora (2021).

As mudas foram previamente propagadas por estaquia (não-gramíneas) e divisão de perfilhos (gramíneas) e enraizadas em bandejas de 20 L contendo substrato comercial a base de turfa e casca de arroz carbonizada na casa de vegetação do Laboratório de Engenharia Natural. Aos 90 dias de idade, as mudas foram levadas a campo e plantadas em covas nas dimensões de 5 cm x 5 cm x 5 cm

e espaçamento de 25 cm x 25 cm (Figura 34). Cada parcela foi composta por 36 indivíduos, totalizando 144 ind. para cada espécie.

Figura 34 - Representação esquemática de uma parcela, considerando as dimensões e o espaçamento entre mudas.



Fonte: A autora (2021).

Imediatamente após o plantio, espalhou-se palha seca nas parcelas para evitar a perda de solo e auxiliar na manutenção da umidade. Além disso, realizou-se irrigação, para eliminar possíveis formações de bolsas de ar entre o torrão da muda e o solo e proteger o sistema radicular contra a desidratação (Figura 35).

Figura 35 - Área experimental após o preparo das parcelas e plantio das mudas.



Fonte: A autora (2021).

Nas semanas subsequentes ao plantio foi realizada irrigação manual, sempre que necessário, cuidando-se para que todas as parcelas recebessem a mesma quantidade de água. Também, foi realizado controle das formigas-cortadeiras dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* com iscas granuladas (à base de Fipronil). As plantas indesejadas dentro das parcelas foram retiradas manualmente e nas entrelinhas através de capina manual.

Além disso, no mês de janeiro de 2019 foi realizada a instalação de uma cerca elétrica no entorno do experimento para evitar a entrada de animais que pudessem causar danos (Figura 36).

Figura 36 - Aspecto geral do experimento em janeiro de 2019, após a instalação de cerca elétrica.



Fonte: A autora (2021).

7.2.3 Índice de cobertura do solo

Para avaliação do índice de cobertura vegetal foram obtidas imagens da vista superior de cada unidade experimental utilizando-se uma câmera digital com resolução de 13 megapixels. A aquisição das imagens ocorreu no período do dia entre 10 e 12 h, à altura de 2,0 m em relação à superfície do solo, utilizando estrutura semelhante a um tripé, no qual a câmera foi acoplada, com foco na área de 2,25 m² e zoom de 1.0x (Figura 37).

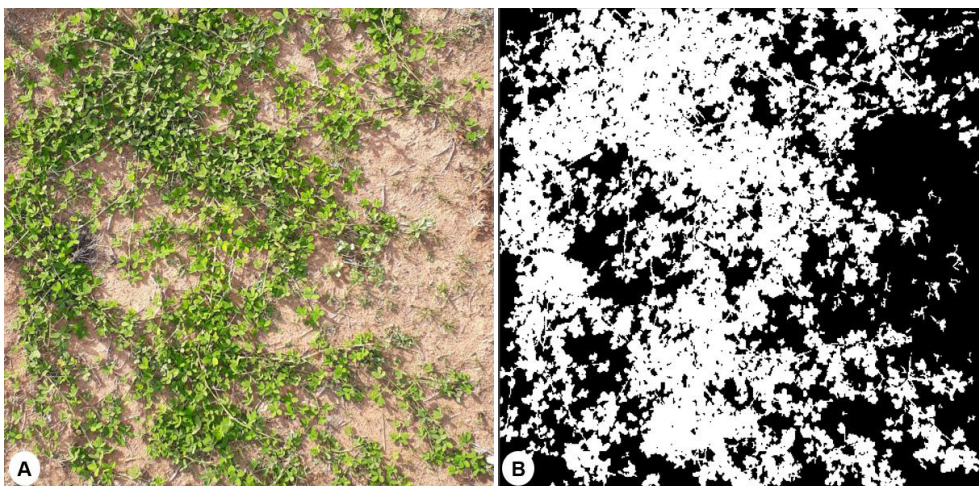
As estimativas da cobertura do solo foram obtidas através do aplicativo Canopeo[®], implementado no software Matlab (Figura 38), desenvolvido para medição da porcentagem de cobertura do solo através da análise de imagens digitais (PATRIGNANI; OCHSNER, 2015). As avaliações do índice de cobertura foram realizadas aos 4, 8, 12 e 24 meses após o plantio.

Figura 37 - Estrutura utilizada para obtenção das imagens.



Fonte: A autora (2021).

Figura 38 - Imagem original de uma parcela de *A. pintoi* aos 4 meses após o plantio (A) e a mesma imagem após convertida pelo aplicativo Canopeo[®] para análise da porcentagem de cobertura do solo.



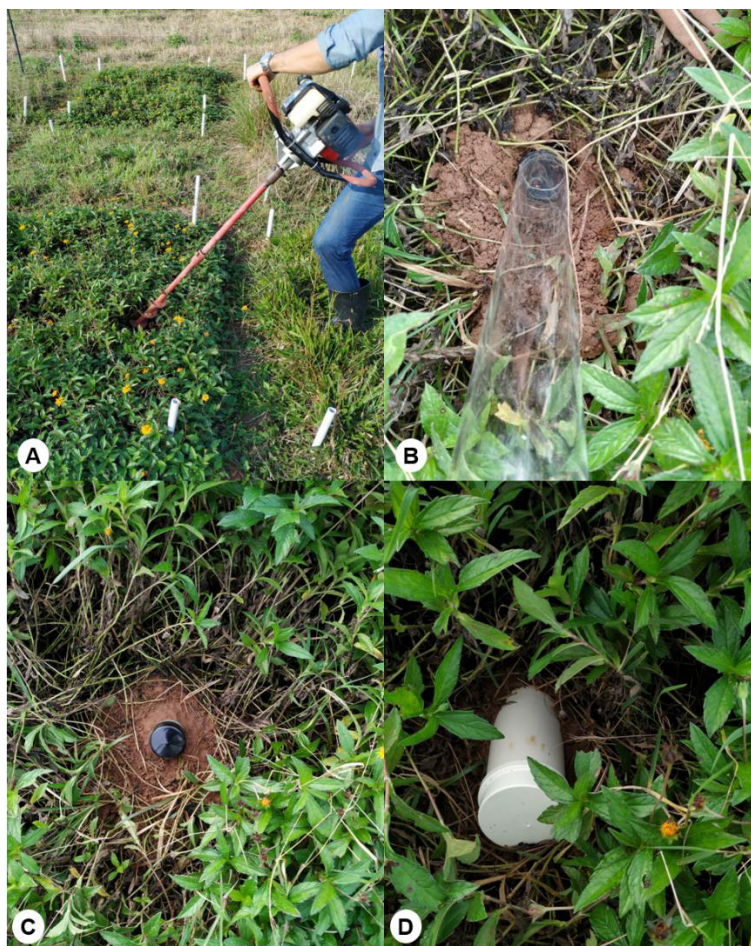
Fonte: A autora (2021).

7.2.4 Morfologia e crescimento do sistema radicular

Para investigar a morfologia e o crescimento do sistema radicular das espécies, em maio de 2019, foram instalados tubos de acrílico transparente adequados para a técnica *minirhizotron*, método de avaliação não destrutivo que permite o escaneamento do sistema radicular das plantas e acompanhamento de sua variabilidade temporal. Os tubos apresentavam dimensões de 1,05 m de comprimento e 6,35 cm de diâmetro interno e foram inseridos com 45° de inclinação à superfície do solo centralizados próximo à borda lateral das parcelas.

A instalação dos tubos em 45° de inclinação permite a realização de quatro imagens ao longo do tubo. Para instalação dos tubos foram feitos orifícios no solo com auxílio de uma broca espiral, de 70 mm de diâmetro e 1,5 m de comprimento, tracionada por perfurador de solo movido à gasolina (Figura 39A).

Figura 39 - Instalação dos tubos de acrílico para posterior escaneamento do sistema radicular das espécies.



Fonte: A autora (2021).

Após a perfuração e retirada do solo, os tubos foram inseridos, sendo posteriormente protegidos internamente por um espaguete de polietileno plástico atóxico, leve, flexível e impermeável (Figura 39B e C). A parte superior exposta dos tubos foi protegida com canos de PVC de 100 mm, com finalidade de evitar possíveis danos causados pelo clima, manejo, ou ataque de insetos e reduzir a entrada de luz solar e vapor de água (Figura 39D).

Os tubos foram instalados em unidades experimentais de quatro espécies com três repetições por espécie, totalizando 12 tubos instalados (Figura 40). Dentre as espécies plantadas na área experimental, foram selecionadas para esse estudo aquelas que apresentavam os melhores índices de cobertura do solo no momento da instalação, nomeadamente *A. affinis* (Poaceae), *A. pintoi* (Fabaceae), *P. notatum* (Poaceae) e *S. trilobata* (Asteraceae). Como havia duas espécies do mesmo gênero, *P. notatum* e *P. plicatulum*, optou-se por selecionar *P. notatum* por ser uma espécie com maior utilização para diversos fins e com disponibilidade comercial de sementes.

Figura 40 - Aspecto geral da área após a instalação dos tubos.

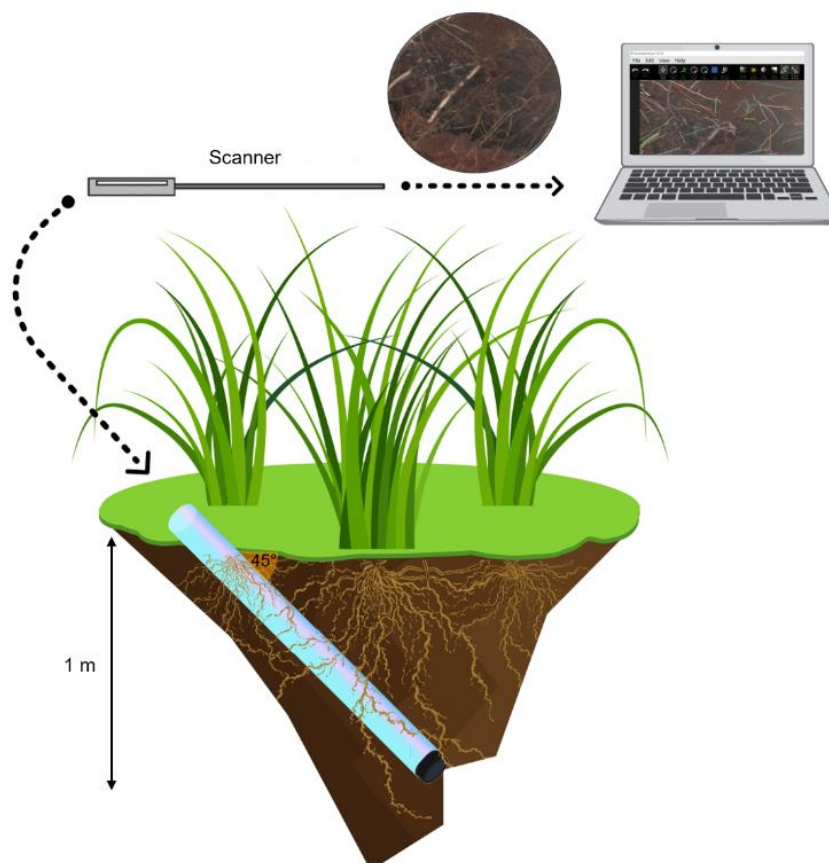


Fonte: A autora (2021).

A primeira avaliação foi realizada somente cinco meses após a instalação, para haver tempo de acomodação do solo no entorno da parede dos tubos. As imagens

foram capturadas com scanner de raízes *in situ* (CI-600 Growth Monitoring System, CID, EUA), alimentado e controlado por um computador, conectado por um cabo USB (Figura 41), no final da primavera (dezembro) de 2019 e no início da primavera (outubro) de 2020.

Figura 41 - Modelo esquemático do método de avaliação de raízes pelo *minirhizotron*, com o dispositivo de aquisição de imagens por meio de scanner de raízes.



Fonte: A autora (2021).

Em cada avaliação foram obtidas quatro imagens digitalizadas (21,59 cm × 19,56 cm) com resolução de 600 DPI por tubo, com uma autonomia de varredura de 360°. A área de amostragem de cada janela é de 422,3 cm², com total de 0,16892 m² por tubo. As imagens foram posteriormente convertidas para as camadas de 0-20, 20-40, 40-60 e 60-80 cm e analisadas separadamente.

As imagens obtidas para cada repetição e em cada camada foram tratadas e analisadas com o software RootSnap™ versão 1.2.8.23 (CID Bio-Science Inc., Camas, WA, EUA). Os parâmetros avaliados nas imagens foram número total de

raízes vivas (NR), comprimento total de raízes ativas (CTR, mm tubo⁻¹), área superficial total de raízes (ASR, mm² tubo⁻¹) e diâmetro médio de raízes (DMR, mm). A área da imagem do *minirhizotron* foi convertida para volume, assumindo-se que a área do tubo apresenta uma certa profundidade de visão, que neste estudo foi de 2 mm (BROWN; DAY; STOVER, 2009; SANTOS JUNIOR et al., 2007), a fim de calcular a densidade do comprimento de raízes (DCR, m m⁻³).

7.2.5 Altura e produção de biomassa acima do solo

A altura média das plantas foi mensurada com uma régua milimetrada aos 12 meses de idade. A produção de biomassa acima do solo foi avaliada no mesmo momento em que foram realizadas as coletas das imagens com o sistema *minirhizotron*. Para isso, amostras foram coletadas com o auxílio de um quadrado de 0,25x0,25 m, lançando-o aleatoriamente sobre a parcela e cortando-se rente ao solo, todas as plantas situadas dentro deste. O material foi seco em estufa de circulação forçada a 65°C, até atingir peso constante e pesado em balança analítica, determinando, assim, a produção de matéria seca (g/m²).

7.2.6 Análise estatística

Os resultados foram submetidos a análise dos pressupostos de normalidade dos resíduos e a homogeneidade de variância pelo teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Após foi realizada análise de variância (ANOVA) e quando verificado efeito significativo foi realizado a comparação de média pelo teste Tukey ($p < 0,05$), com o Software R (R Core Team, 2021).

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Índice de cobertura do solo

O índice de cobertura do solo (IC) variou entre as espécies nas quatro avaliações realizadas (Figura 42). Na primeira avaliação, aos quatro meses após o plantio (Figura 42a), as espécies não gramíneas *S. trilobata*, *T. diuretica*, *A.*

philoxeroides e *A. pintoi* apresentaram maior crescimento e proporcionaram uma melhor cobertura, com índices de 75%, 57,2% e 54,3% e 52,9%, respectivamente. Por outro lado, devido ao menor desenvolvimento inicial, as espécies de gramíneas apresentaram IC de 41,8% (*P. plicatulum*), 39,5% (*A. affinis*) e 29,8% (*P. notatum*).

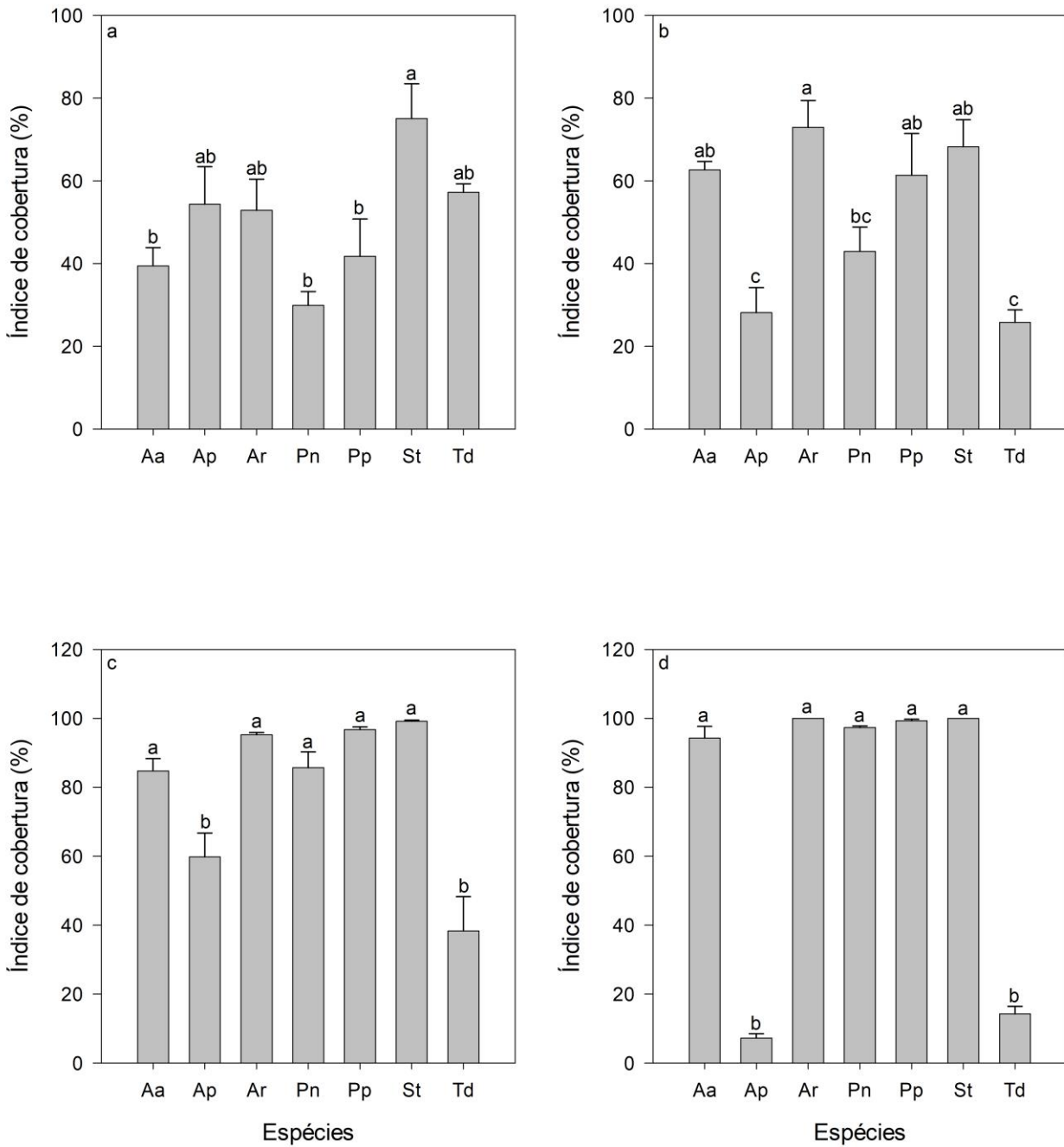
Na avaliação realizada aos oito meses após o plantio, no início da primavera, é possível verificar que algumas espécies aumentaram seu IC (Figura 42b). O maior IC foi observado para *A. pintoi* com 72,9%, seguida por *S. trilobata* com 68,2%, esta apresentou uma pequena diminuição em seu IC entre a primeira e a segunda avaliação. Já *A. affinis* apresentou a maior diferença entre as duas avaliações, com seu IC passando para 62,7%. As outras gramíneas, *P. plicatulum* e *P. notatum*, também apresentaram aumento de sua cobertura, com 61,3% e 42,9% de IC, respectivamente. Ao contrário, *A. philoxeroides* e *T. diuretica* apresentaram cobertura inferior à avaliação anterior, reduzindo-a para 28,14% e 25,7%, respectivamente.

Após 12 meses do plantio, algumas espécies praticamente haviam coberto todo o solo de suas parcelas (Figura 42c), entre elas *S. trilobata* (99,14%), *P. plicatulum* (96,6%) e *A. pintoi* (95,2%). As parcelas de *P. notatum* e *A. affinis* apresentaram cobertura um pouco menor, mas com a maior parte do solo coberto, com 85,6% e 84,7%, respectivamente. *A. philoxeroides* e *T. diuretica*, que haviam diminuído sua cobertura na avaliação anterior, voltaram a apresentar melhores IC, com 59,8% e 38,32%, mas ainda inferiores que as demais espécies, diferindo significativamente dessas.

Aos 24 meses após o plantio, cinco das sete espécies avaliadas apresentaram cobertura total do solo ou muito próxima desta. *A. pintoi* e *S. trilobata* com 100% de IC e *P. plicatulum*, *P. notatum* e *A. affinis* com 99,2%, 97,3% e 94,3% de cobertura, respectivamente (Figura 42). No entanto, as espécies *A. philoxeroides* e *T. diuretica* diminuíram consideravelmente sua cobertura para 7,25% e 14,3%, respectivamente, diferindo significativamente das demais espécies. A maioria das plantas dessas espécies acabaram morrendo, o que levou ao aparecimento de vegetação espontânea em suas parcelas.

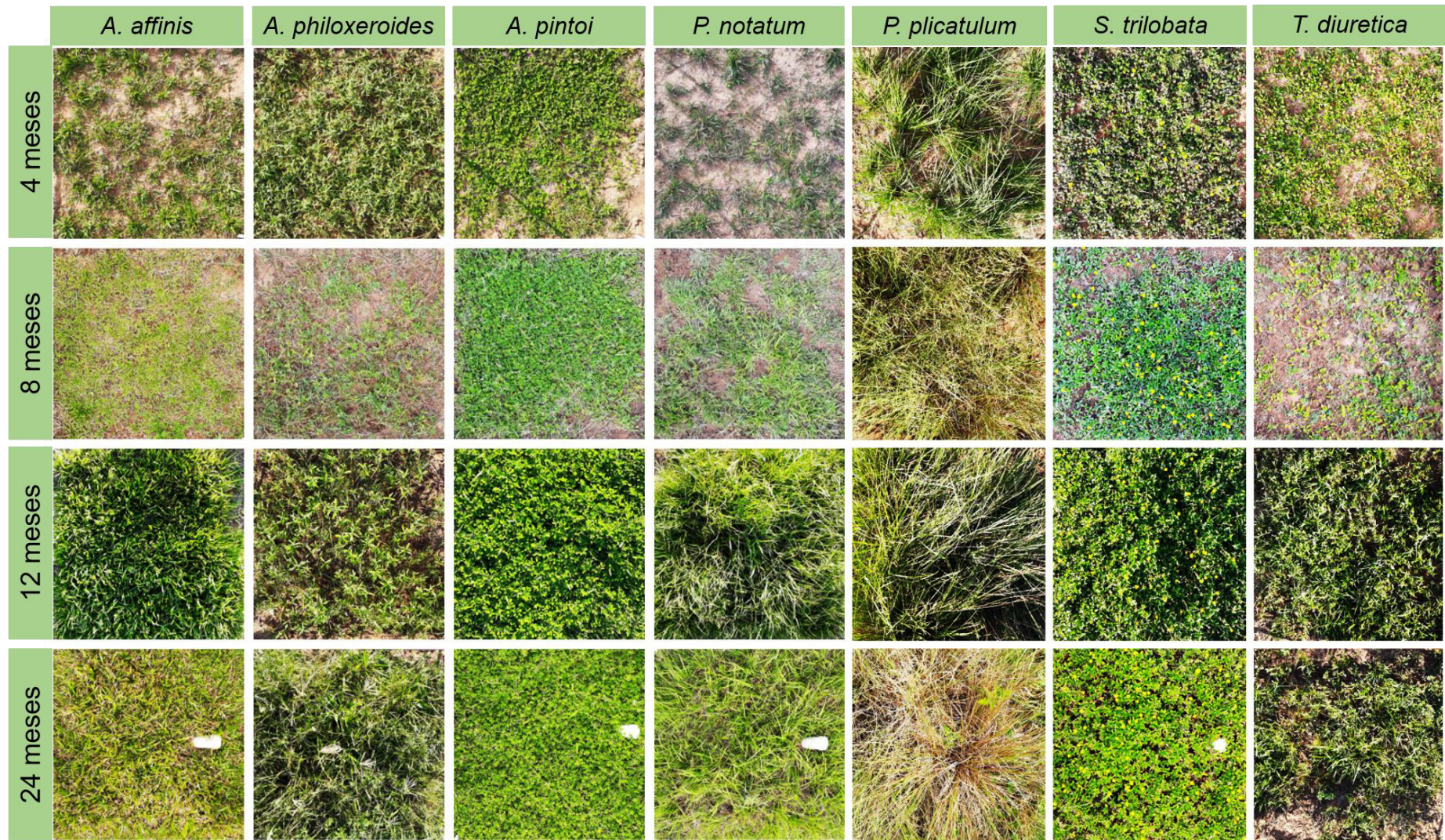
Na Figura 43 é possível observar a evolução da cobertura do solo no decorrer do experimento através da vista superior das parcelas das sete espécies avaliadas.

Figura 42 - Índice de cobertura do solo proporcionado pelas espécies estudadas, aos 4 (a), 8 (b), 12 (c) e 24 (d) meses após o plantio.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

Figura 43 - Vista superior das parcelas das sete espécies avaliadas aos 4, 8, 12 e 24 meses após o plantio.



Fonte: A autora (2021).

7.3.2 Morfologia e crescimento do sistema radicular

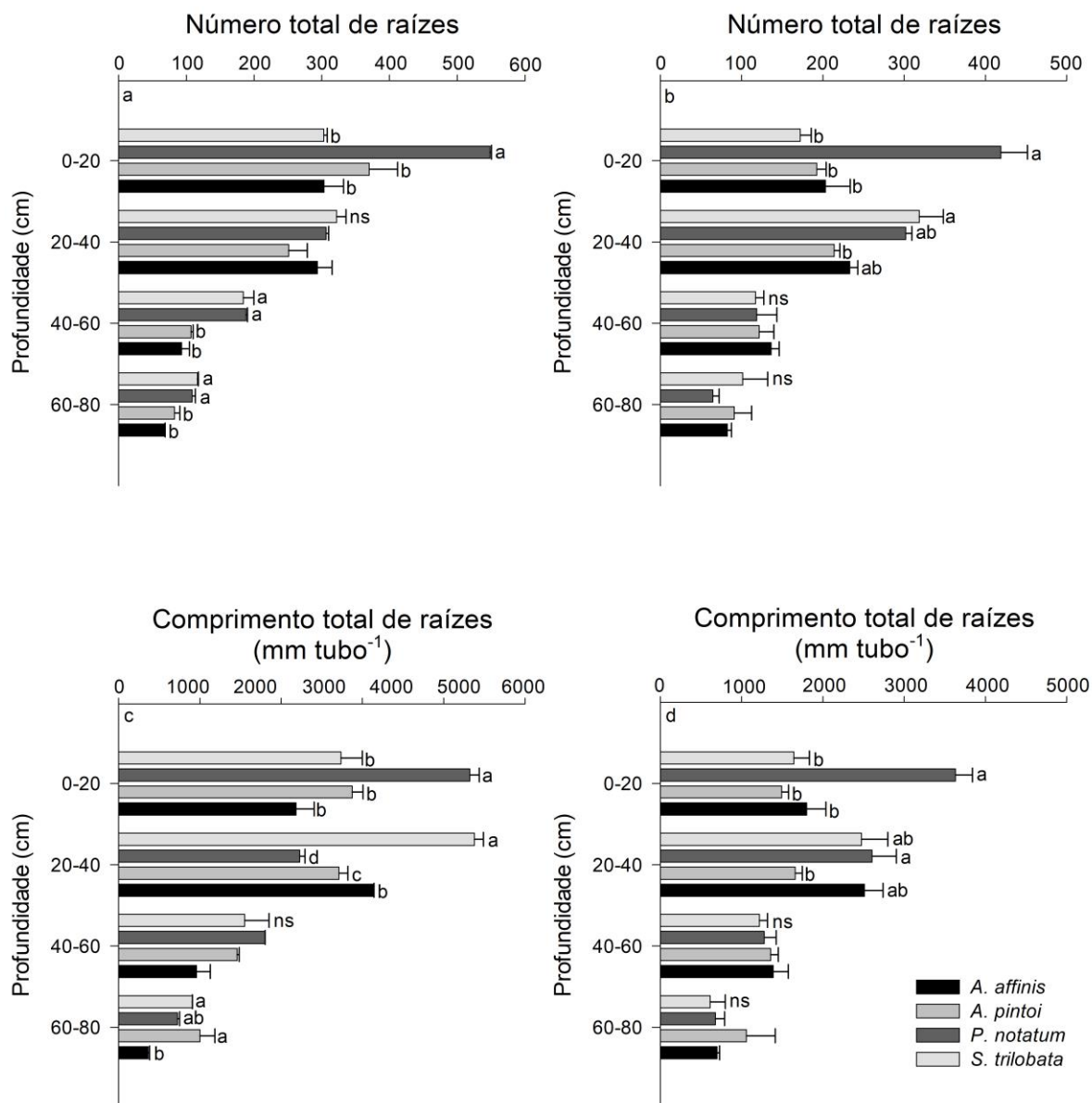
A morfologia e crescimento do sistema radicular das espécies estudadas foram avaliadas através da técnica não-destrutiva *minirhizotron*, o que permitiu acompanhar a dinâmica das raízes entre as duas avaliações realizadas no final da estação de crescimento (primavera de 2019), 23 meses após o plantio, e no início da estação de crescimento do ano seguinte (primavera de 2020), 33 meses após o plantio, como podemos visualizar nas Figuras 44 e 45.

Em geral, houve uma diminuição do NR, CTR e ASR na camada superior do solo entre a primeira e a segunda avaliação. Também é possível observar que todas as espécies apresentaram raízes até a última camada avaliada de 60-80 cm e em geral houve uma diminuição gradual da quantidade de raízes com o aumento da profundidade do solo.

O maior NR (Figura 44a e b) e CTR (Figura 44c e d) foram observados para *P. notatum* na camada de 0-20 cm em ambas avaliações, diferindo significativamente das demais espécies, que apresentaram valores semelhantes para essas variáveis. Nas demais profundidades *S. trilobata* apresentou maior NR, no entanto, não diferiu de *P. notatum* na primeira avaliação e de todas as espécies na segunda avaliação. Para CTR, *S. trilobata* apresentou o maior comprimento na camada de 20-40 na primeira avaliação, diferindo das demais espécies. Entretanto, na segunda avaliação houve uma diminuição no seu CTR em todas as profundidades do solo.

As espécies *A. pintoi* e *A. affinis* apresentaram menor NR em todas as profundidades de solo na primeira avaliação. Na segunda avaliação, *A. affinis* passou a apresentar o segundo maior NR e CTR nas camadas de 0-20, 20-40 e 60-80 e o NR na camada de 40-60, porém não diferiu significativamente das demais espécies.

Figura 44 - Número total e comprimento total de raízes no final da primavera de 2019 (a e c) e início da primavera de 2020 (b e d).

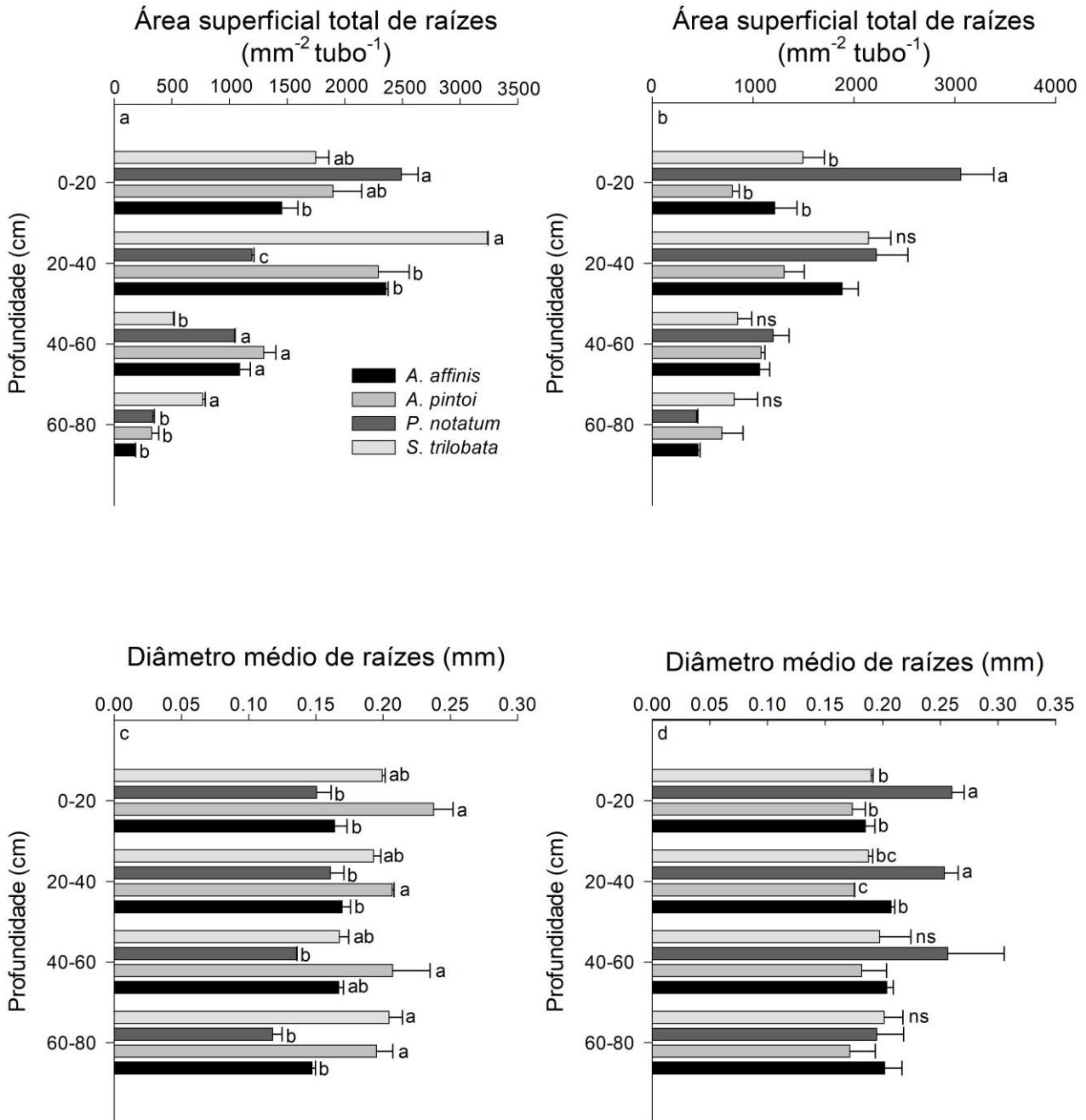


Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies nas camadas de solo pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

Em relação a ASR foram encontradas diferenças significativas entre as espécies em todas as camadas de solo na primeira avaliação e apenas na camada de 0-20 cm na segunda avaliação (Figura 45a e b). Na camada de 0-20 cm, *P. notatum* apresentou a maior ASR em ambas as avaliações, mas não diferiu das espécies *A. pintoi* e *S. trilobata* na primeira avaliação. Já na segunda avaliação, a diferença da ASR entre *P. notatum* e as demais espécies foi mais expressiva. Na camada de 20-40 cm, *S. trilobata* apresentou a maior ASR, inclusive maior que a observada na

primeira camada de solo, diferindo significativamente das demais espécies na primeira avaliação.

Figura 45 - Área superficial total e diâmetro médio de raízes no final da primavera de 2019 (a e c) e início da primavera de 2020 (b e d).



Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

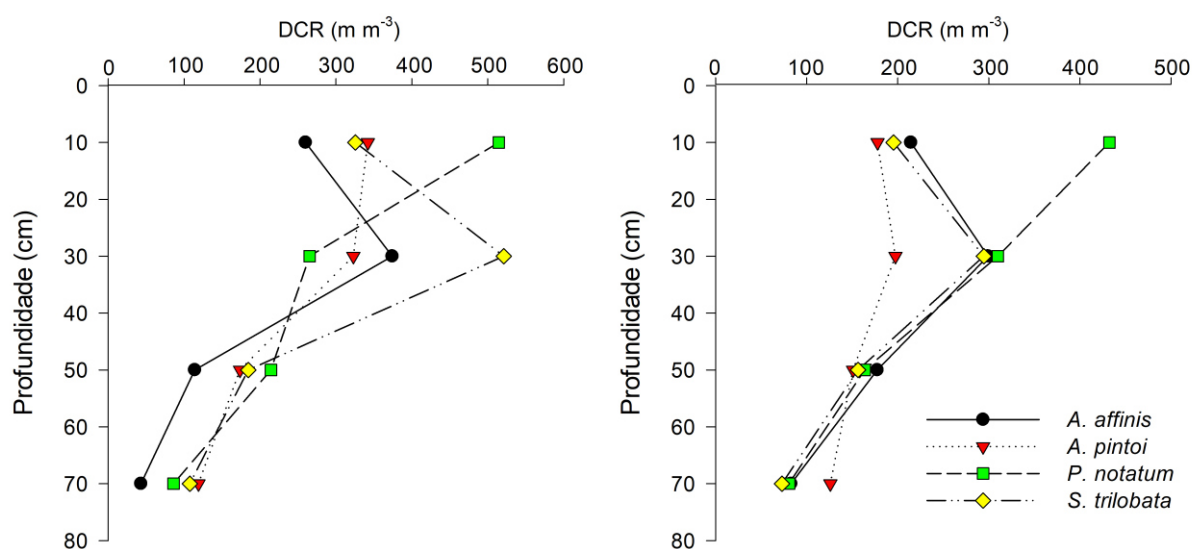
Foi verificado o aumento no DMR e variação significativa entre as espécies em ambas as avaliações (Figura 45c e d). As espécies apresentaram DMR variando entre

0,12 a 0,25 mm no final da primavera de 2019 e de 0,17 a 0,26 mm no início da primavera de 2020. Na primeira avaliação, as raízes de *A. pintoi* apresentaram os maiores DMR em todas as profundidades de solo, com exceção da camada de 60-80, na qual as raízes de *S. trilobata* apresentaram maior DMR. Nas demais camadas esta espécie apresentou o segundo maior DMR, não diferindo significativamente de *A. pintoi*.

Contudo, na segunda avaliação, as raízes de *P. notatum* passaram a apresentar os maiores DMR em todas as camadas do solo, diferindo significativamente das demais espécies. *A. affinis*, *A. pintoi* e *S. trilobata* apresentaram DMR semelhantes em todas as profundidades de solo.

Em geral, todas as espécies apresentaram menores DCR na avaliação realizada no início da primavera de 2020 que na avaliação anterior (Figura 46). Para as espécies *A. affinis*, *A. pintoi* e *P. notatum* a diminuição da DCR foi observada nas primeiras duas camadas de solo, até os 40 cm de profundidade. Por outro lado, para *S. trilobata* foi verificada diminuição da DCR em todas as camadas.

Figura 46 - Variação da densidade do comprimento de raízes (DCR) com a profundidade de solo das espécies avaliadas.



Fonte: A autora (2021).

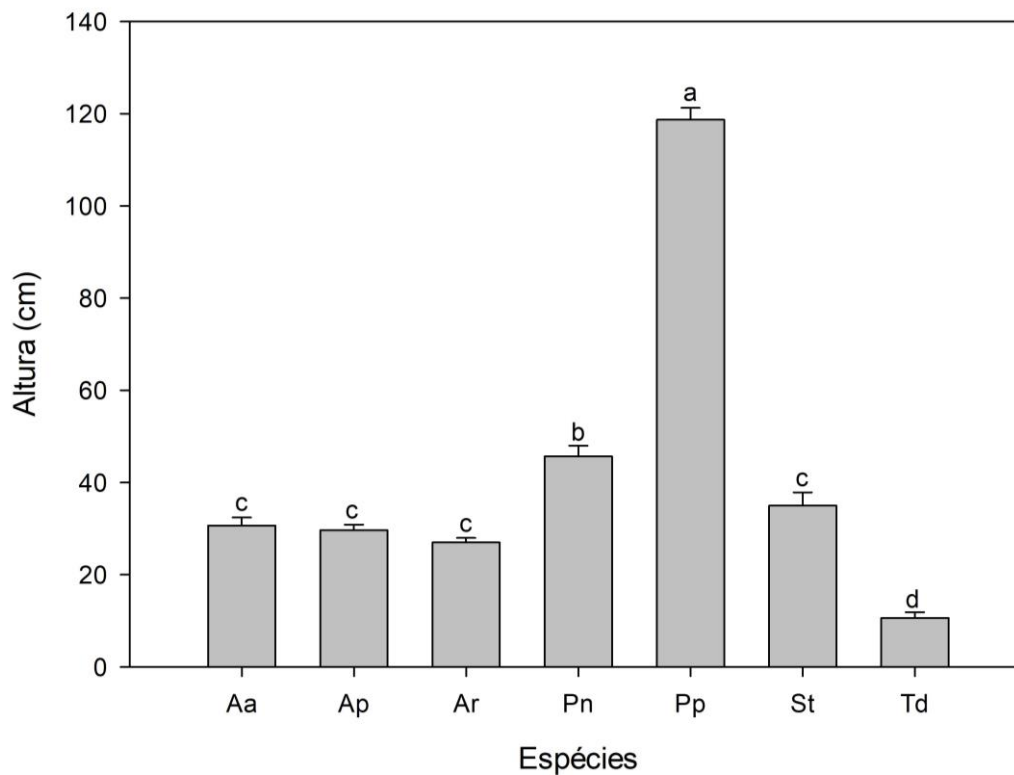
No final da primavera de 2019, a DCR variou de 521,1 m m⁻³ para *S. trilobata* a 43,19 m m⁻³ para *A. affinis* (Figura 46a). Já na avaliação seguinte, a DCR variou de 432,4 m m⁻³ para *P. notatum* a 82,9 m m⁻³ para *A. affinis* (Figura 46b). *P. notatum* apresentou as maiores DCR em ambas as avaliações na camada mais superficial do

solo. As espécies *S. trilobata* e *A. affinis* apresentaram maiores DCR na camada de 20-40 cm nas duas avaliações, assim como *A. pintoii* na segunda avaliação.

7.3.3 Altura e produção de biomassa acima do solo

A altura das plantas foi avaliada aos 12 meses após o plantio quando as espécies haviam registrado seu máximo crescimento. A espécie *P. plicatum* apresentou altura superior (118 cm) às demais espécies, diferindo significativamente dessas (Figura 47). *P. notatum* apresentou a segunda maior altura com 46 cm. As espécies *A. affinis* (30 cm), *A. philoxeroides* (29 cm), *A. pintoii* (27 cm) e *S. trilobata* (35 cm) apresentaram alturas semelhantes e não diferiram entre si. *T. diuretica* apresentou a menor altura, com 11 cm.

Figura 47 - Altura média das espécies aos 12 meses de idade.

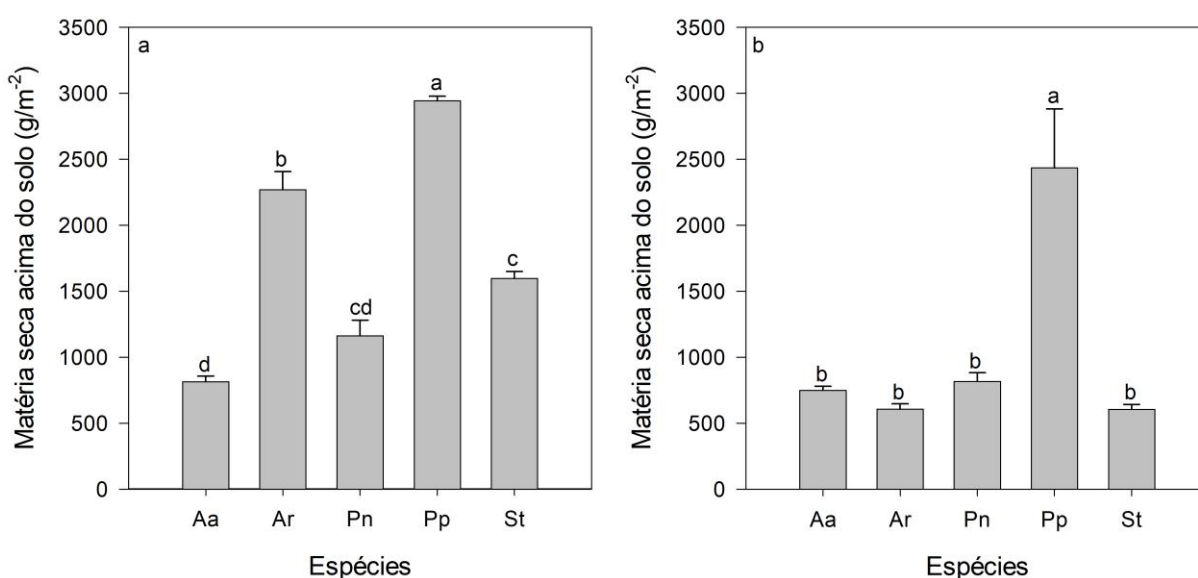


Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

A produção de biomassa acima do solo foi avaliada no mesmo momento em que foram realizadas as avaliações do sistema radicular das espécies, para as cinco espécies que apresentavam boa cobertura do solo. Assim, não foi avaliado a produção de biomassa de *A. philoxeroides* e *T. diuretica* pois havia apenas plantas isoladas dessas espécies em suas parcelas.

A produção de biomassa de todas as espécies foi maior no final da primavera de 2020 que no início da primavera seguinte (Figura 48a e b). A maior produção de biomassa foi registrada para *P. plicatum* em ambas as avaliações, diferindo significativamente das demais espécies, seguida de *A. pintoi* na primeira avaliação, que apresentou a segunda maior produção de biomassa. As menores produções de biomassa foram observadas para *P. notatum* e *A. affinis*. Na segunda avaliação, *A. affinis*, *A. pintoi*, *P. notatum* e *S. trilobata* apresentaram valores semelhantes, não diferindo significativamente entre si. As espécies que apresentaram as maiores diminuições em sua biomassa entre a primeira e a segunda avaliação foram *A. pintoi* e *S. trilobata* e as menores diminuições foram observadas para as espécies de gramíneas, *A. affinis*, *P. notatum* e *P. plicatum*.

Figura 48 - Produção de matéria seca acima do solo das espécies no final da primavera de 2019 e início da primavera de 2020.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoi*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

7.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo refletem o crescimento e o desenvolvimento das espécies no campo, plantadas em um solo com alta suscetibilidade à erosão e baixa fertilidade natural (Tabela 6).

Plantas com alto índice de cobertura e elevada produtividade de biomassa propiciam melhor proteção, amortecendo o impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo e reduzindo, conseqüentemente, os processos erosivos (CARDOSO et al., 2012). Em geral, nesse estudo, as espécies que apresentaram índices de cobertura satisfatórios foram *A. affinis*, *A. pintoii*, *P. notatum*, *P. plicatulum* e *S. trilobata*.

As espécies de hábito estolonífero (*A. pintoii*, *S. trilobata* e *A. affinis*) cobriram mais rapidamente o solo que as espécies de hábito cespitoso (*P. plicatulum*) e prostrado-ascendente (*P. notatum*). De acordo com De Castro et al. (2011), o desenvolvimento vegetativo das plantas de cobertura, principalmente rapidez de crescimento e eficiência na cobertura do solo, está relacionado ao hábito de crescimento, às características morfológicas das folhas, ao tamanho das copas, ao desenvolvimento radicular e a produção de biomassa acima do solo.

As gramíneas avaliadas nesse estudo apresentam crescimento estival (NABINGER; DALL'AGNOL, 2020), ou seja, a estação de crescimento inicia na primavera, sua máxima produção ocorre no verão e outono e entram em repouso vegetativo no inverno, sendo o período ideal de plantio a primavera. Como o plantio das mudas foi realizado no mês de janeiro de 2018, as plantas somente atingiram maior ritmo de crescimento na primavera daquele ano.

Em geral, as espécies estudadas apresentaram IC variável nos primeiros meses após o plantio, atingindo uma cobertura do solo muito próxima aos 100% com 12 meses após o plantio, com exceção das espécies *A. philoxeroides* e *T. diuretica* (Figuras 42 e 43). Essas espécies apresentaram oscilação do IC entre as avaliações realizadas, inicialmente com um crescimento satisfatório, porém ao longo do período experimental muitas de suas plantas acabaram morrendo, chegando ao final dos 24 meses com um baixo IC.

A mortalidade de plantas das espécies *A. philoxeroides* e *T. diuretica* possivelmente está relacionada com aspectos ecológicos dessas espécies, as quais habitam preferencialmente locais úmidos ou até mesmo alagados, no caso de *A.*

philoxeroides (MOREIRA; BRAGANÇA, 2010b, 2010a). O solo da área experimental caracteriza-se por ser bem drenado (FLORES et al., 2015), além disso as precipitações médias mensais durante o experimento na região de Santa Maria - RS foram bastante irregulares (Figura 31), ficando abaixo das médias mensais em 17 dos 33 meses de experimento, o que pode ter contribuído para a maior mortalidade dessas espécies.

A irregularidade das precipitações dos últimos 3 anos, principalmente a ocorrência de baixas precipitações nos primeiros meses após o plantio, possivelmente também influenciaram no IC das demais espécies, diminuindo seu ritmo de crescimento. A disponibilidade de água é um fator limitante para o estabelecimento e desenvolvimento das plantas, pois afeta a sua sobrevivência, bem como suas características morfológicas e fisiológicas (GRIEBELER et al., 2020).

Outro fator climático importante que pode ter influenciado na mortalidade de mudas das espécies é a ocorrência de baixas temperaturas e geadas durante os períodos de inverno (Figura 32). Segundo Rorato et al. (2018), a baixa temperatura é um importante fator limitante para o crescimento e estabelecimento de plantas em regiões subtropicais, como a Região Sul do Brasil, onde é provável que ocorram geadas durante um longo período do ano. Temperaturas inferiores a 0°C afetam o metabolismo celular reduzindo significativamente as funções fisiológicas mais importantes das plantas (HIGA et al., 2000).

Esse fato possivelmente também afetou os parâmetros morfológicos do sistema radicular das espécies, uma vez que houve uma diminuição desses entre a primeira e a segunda avaliação, que ocorreu no início da primavera de 2020, após a ocorrência de baixas temperaturas no inverno daquele ano. Ghestem et al. (2014) também verificaram diferenças nas características das raízes e suas propriedades mecânicas dependendo da estação do ano, atribuindo tal fato a sazonalidade da produção de raízes.

De acordo com McCormack e Guo (2014), o tempo de vida das raízes está relacionado com fatores endógenos, tais como o diâmetro e profundidade das raízes, mas também ambientais como temperatura, água e disponibilidade de nutrientes, principalmente N e P. As raízes mais finas apresentam taxa de respiração mais rápida e fisiologia mais ativa e por isso tendem a ter uma duração de vida mais curta (GILL et al., 2002).

Com os resultados desse estudo é possível verificar que a maior mortalidade de raízes ocorreu nas camadas superficiais do solo. Para Wang et al. (2016b), as raízes mais profundas tendem a sobreviver mais tempo do que as superficiais, devido a diferenças na temperatura, umidade e disponibilidade de N que resultam em uma rotação de raízes muito mais elevada nos horizontes superficiais do solo do que em profundidade.

A espécie que apresentou maior diminuição do sistema radicular e produção de biomassa dentre as espécies avaliadas foi *A. pintoi*. Fato que possivelmente ocorreu devido a menor adaptação dessa espécie às baixas temperaturas, posto que sua ocorrência natural concentra-se no Brasil Central (BERTOZO; VALLS, 2001), região de clima temperado.

As gramíneas parecem ter uma resposta menos expressiva às alterações climáticas ao longo do ano, uma vez que apresentaram menor variação sazonal em suas raízes e na produção de biomassa acima do solo.

Considerando o NR, CTR e ASR, a espécie que apresentou o sistema radicular mais desenvolvido foi *P. notatum* em ambas as avaliações. Segundo Boldrini, Longhi-Wagner e Boechat (2008), essa espécie é capaz de colonizar ambientes diversificados, como solos bem drenados e de baixa fertilidade, assim como a espécie *P. plicatulum* que apresentou a maior produção de biomassa acima do solo. Para Marques et al. (2020a) essa adaptação a diversos ambientes pode explicar a ampla distribuição geográfica das espécies do gênero *Paspalum* nas pastagens naturais da América do Sul.

A DCR e o DMR são considerados importantes preditores do potencial das espécies em reduzir a erosão do solo (VANNOPPEN et al., 2016, 2017). Estudos têm comprovado que espécies com maiores DCR e com maior quantidade de raízes finas ($D < 5\text{mm}$) são mais eficazes no controle da erosão, devido a maior fixação das partículas de solo e sua maior resistência à tração (DE BAETS et al., 2008; REUBENS et al., 2007). Nesse sentido, todas as espécies estudadas apresentaram grande quantidade de raízes finas e muito finas (Figura 45c e d).

Em seu estudo, Fattet et al. (2011) concluíram que a DCR para raízes com diâmetro de até 0,5 mm e o conteúdo orgânico do solo são as variáveis que melhor explicam a estabilidade de agregados do solo. Em geral, as raízes finas e muito finas têm uma rotação rápida fornecendo uma grande quantidade de carbono ao solo e aumentando o conteúdo orgânico do solo. Juntamente com a contribuição fisiológica

e química, aumentam gradualmente a estabilidade agregada do solo, o que reduz a susceptibilidade do solo aos processos de erosão (HUDEK et al., 2017).

Em relação a DCR, as espécies *P. notatum* e *A. pintoi* apresentaram maiores valores na camada superficial do solo em ambas as avaliações. Resultado semelhante foi encontrado por Vannoppen et al. (2016) ao estudar a resistência à erosão de comunidades de herbáceas, onde as maiores DCR foram observadas na camada de 0-10 cm. Por outro lado, as espécies *S. trilobata* e *A. affinis* apresentaram maiores DCR na camada de 20-40 cm, o que pode ser explicado pela busca por nutrientes e água em camadas mais profundas do solo. Marques (2017b) cita que o aumento da área de superfície de raízes em camadas mais profundas é uma estratégia utilizada pelas plantas para maximizar a absorção de nutrientes em solos de baixa fertilidade.

7.5 CONCLUSÃO

As espécies *A. affinis*, *A. pintoi*, *P. notatum*, *P. plicatulum* e *S. trilobata* são capazes de apresentar bons índices de cobertura durante todo o ano mesmo em situações de baixa pluviosidade e baixas temperaturas no inverno. As espécies *A. philoxeroides* e *T. diuretica* devem ser utilizadas preferencialmente em locais úmidos ou alagados.

A. affinis, *A. pintoi*, *P. notatum* e *S. trilobata* também apresentam potencial de desempenhar um papel importante no controle da erosão do solo devido ao seu sistema radicular lateral e denso, composto maioritariamente por raízes finas e muito finas.

A sazonalidade influenciou na quantidade de raízes e de biomassa acima do solo, com maiores valores no final da primavera do que no início dessa, indicando que no período de inverno há uma diminuição de raízes no solo e de biomassa acima desse e possivelmente uma redução no efeito das plantas nas taxas de erosão.

8 ESTUDO III - ESPÉCIES HERBÁCEAS NATIVAS BRASILEIRAS SÃO EFICAZES NA REDUÇÃO DA EROÇÃO DO SOLO DURANTE O FLUXO CONCENTRADO?

8.1 INTRODUÇÃO

A erosão de fluxo concentrado abrange uma série de processos que levam à formação da erosão em canais e voçorocas (NOUWAKPO et al., 2016) e resulta em consideráveis perdas de solo e geração de grande volume de sedimentos (POESEN et al., 2003). Além disso, é responsável pela rápida transferência desses sedimentos das áreas altas para as planícies e para o sistema de drenagem, agravando os efeitos da erosão fora do local, como a poluição dos cursos de água, inundações e sedimentação de reservatórios (BENNETT; WELLS, 2019; FAO, 2019).

O controle desses processos é um grande desafio em diversos ecossistemas do planeta, especialmente em regiões tropicais, como o Brasil, devido a combinação de elevados índices pluviométricos, solos propensos à erosão e práticas agrícolas inadequadas (BEZERRA et al., 2020). De acordo com Guerra et al. (2018), a perda total de solo no Brasil é frequentemente maior que $50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e pode ser maior que $100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Uma estratégia chave para controlar a erosão de fluxo concentrado é a utilização da vegetação (FRANKL et al., 2021). As plantas podem reduzir significativamente o impacto dos processos de erosão do solo porque tanto a biomassa acima como abaixo do solo têm efeitos positivos sobre a resistência ao desprendimento de solo (GYSSELS et al., 2005; STOKES et al., 2014; ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008). Plantas com maior densidade, ramificação basal e área foliar são mais eficazes na interceptação da precipitação, aumento da infiltração de água no solo e da rugosidade superficial, reduzindo a quantidade e velocidade do fluxo e, conseqüentemente, a taxa de desprendimento de solo e a capacidade de transporte de sedimentos (BURYLO et al., 2012a; DE BAETS et al., 2009; FRANKL et al., 2021; KERVROËDAN et al., 2018; NOUWAKPO et al., 2016). Além disso, plantas flexíveis, também podem oferecer uma proteção direta de superfície, dobrando-se durante o fluxo concentrado (VANNOPPEN et al., 2016).

Embora o efeito das plantas na redução das taxas de erosão do solo é atribuído muitas vezes às características da parte aérea, um número crescente de estudos têm

mostrado que as raízes desempenham um papel dominante na redução das taxas de desprendimento de solo causadas pelo fluxo concentrado e podem ser muito efetivas em controlar a erosão em canais e voçorocas (DE BAETS; POESEN, 2010; GYSSELS et al., 2005; VANNOPPEN et al., 2015). As raízes das plantas podem reforçar o solo devido às suas características mecânicas e biológicas (YE et al., 2017). Durante o seu crescimento, as raízes se entrelaçam na massa de solo, aumentando a agregação e a estabilidade do solo e intensificando a sua resistência ao escoamento (BISCHETTI et al., 2009; DE BAETS et al., 2008; HAO et al., 2021; STOKES et al., 2009; WANG et al., 2018). As raízes também aumentam a estabilidade dos agregados do solo ao liberar várias substâncias orgânicas e inorgânicas que atuam como agentes cimentantes (GYSSELS et al., 2005; HAO et al., 2021; YE et al., 2017).

Estudos realizados para avaliar a eficácia de plantas na redução da erosão de fluxo concentrado utilizando canais hidráulicos têm mostrado que plantas com sistemas radiculares fibrosos (DE BAETS et al., 2007a; HAO et al., 2021; VANNOPPEN et al., 2017; WANG; ZHANG, 2017), com maior quantidade de raízes finas (De Baets et al., 2011; Burylo et al., 2012b; Ye et al., 2017) e com maior densidade (comprimento) de raízes (DE BAETS et al., 2006; SCHERES; SCHÜTTRUMPF, 2020; WANG et al., 2018) parecem ser as mais efetivas no reforço do solo contra os processos de erosão. Esses estudos também têm demonstrado diferenças no potencial redutor da erosão de diferentes sistemas radiculares de plantas, o que reforça a importância da seleção de espécies mais apropriadas para programas de controle de erosão.

No entanto, a eficácia de plantas nativas para o controle da erosão de fluxo concentrado tem recebido pouca ou nenhuma atenção no Brasil. Nesse sentido este estudo tem como objetivos: (1) avaliar a eficácia de diferentes espécies herbáceas na redução das taxas de perda de solo durante o fluxo concentrado e (2) determinar a relação entre as características morfológicas das plantas e as taxas de perda de solo.

8.2 MATERIAL E MÉTODOS

8.2.1 Material vegetal e preparação das amostras

Para esse estudo, três espécies de gramíneas (*A. affinis*, *P. notatum* e *P. plicatulum*) e quatro de herbáceas não-gramíneas nativas (*A. philoxeroides*, *A. pintoi*,

S. trilobata e *T. diuretica*, pertencentes às famílias Amaranthaceae, Fabaceae, Asteraceae e Commelinaceae, respectivamente) foram selecionadas. No mês de agosto de 2020, mudas dessas espécies foram produzidas através da divisão de rizomas (gramíneas) e estaquia (não-gramíneas) de matrizes mantidas na casa de vegetação do Laboratório de Engenharia Natural da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

As mudas de gramíneas foram cortadas deixando-se cerca de 5 cm de raízes e 5 cm de parte aérea. As estacas foram confeccionadas com comprimento de 10 a 15 cm, sem folhas, mantendo-se três gemas nodais. Após a multiplicação, as mudas e estacas foram plantadas em vasos feitos com cano PVC de 20 cm de diâmetro por 20 cm de altura, sendo o fundo desses vedados com pratos para mudas fixados com auxílio de arame. Em cada vaso foram plantadas 4 mudas/estacas regularmente distribuídas. Os vasos foram dispostos aleatoriamente na casa de vegetação, onde as plantas foram mantidas para crescer (Figura 49). Vasos apenas com solo também foram preparados para servir de controle.

Figura 49 - Aspecto geral dos vasos utilizados para o plantio das mudas na casa de vegetação do Laboratório de Engenharia Natural.



Fonte: A autora (2021).

O solo utilizado no experimento foi coletado na camada de 0-20 cm de profundidade na mesma área experimental do estudo II (29° 47' 29" S, 53° 39' 48" O) no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. O solo do local é classificado como um Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 2018). Após a coleta, o solo foi seco ao ar, peneirado em malha de 2 mm, homogeneizado e submetido à análise granulométrica e de caracterização química, conforme a Tabela 7.

Tabela 7 - Atributos físicos e químicos do solo utilizado para realização do experimento.

Atributos do solo	Valores	Unidade
Argila ¹	10,0	%
Silte ¹	10,0	%
Areia média a grossa (>0,42 mm)	22,0	%
Areia fina (0,42<t>0,074 mm)	58,0	%
Matéria Orgânica (Método Walkley Black)	0,6	%
pH em H ₂ O (Relação 1:1)	6,4	-
P disponível (Extraído por Mehlich ⁻¹)	5,1	mg dm ³
K trocável (Extraído por Mehlich ⁻¹)	40,0	mg dm ³
Ca trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	1,7	cmol _c dm ³
Mg trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	0,8	cmol _c dm ³
Al trocável (Extraído por KCl 1 mol L ⁻¹)	0,0	cmol _c dm ³
Cu disponível (Extraído por HCl 0,1 mol L ⁻¹)	0,11	mg dm ³
Zn disponível (Extraído por HCl 0,1 mol L ⁻¹)	0,24	mg dm ³
CTC a pH 7,0	4,0	-
Saturação por bases	65,5	%

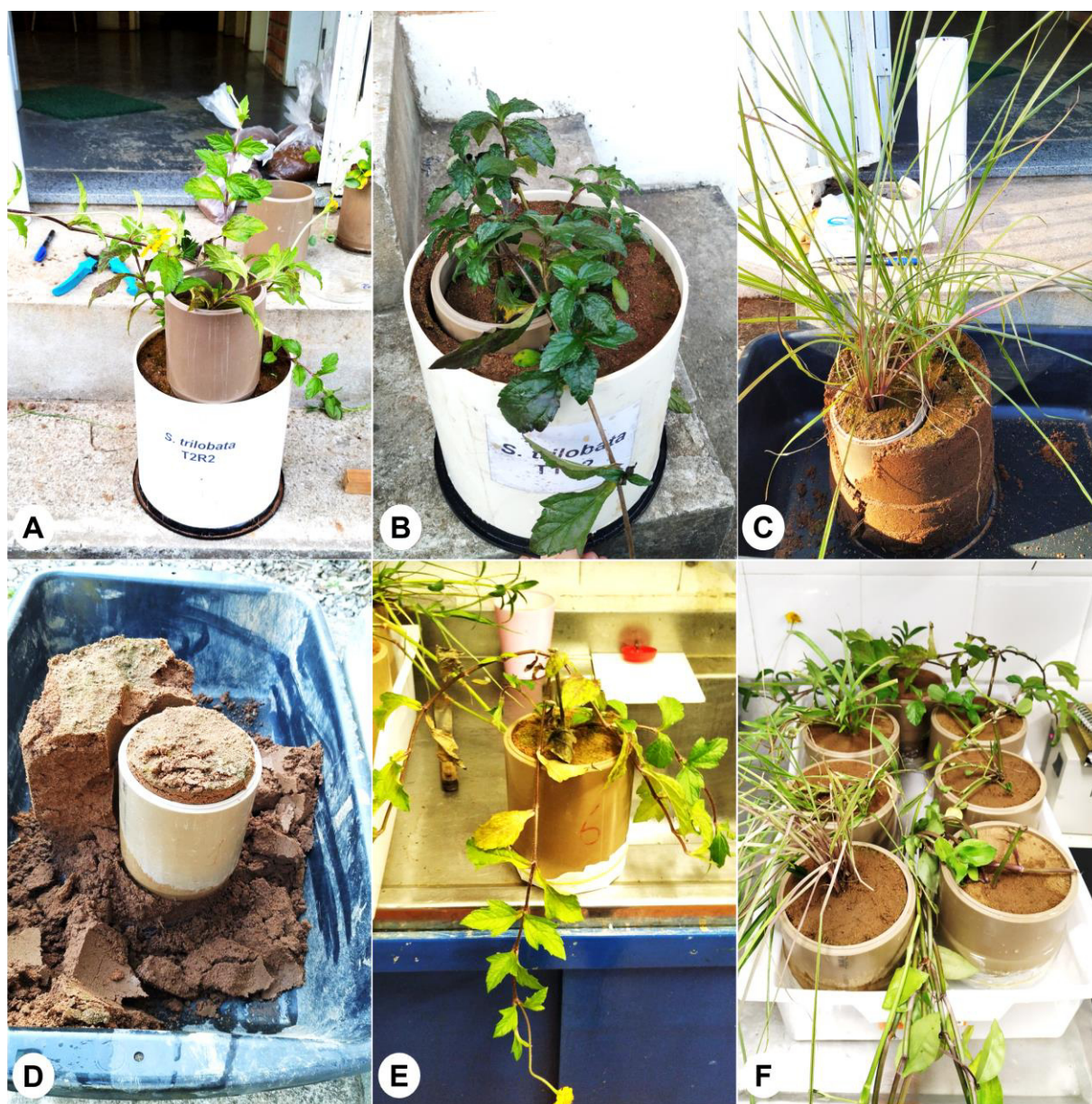
¹ Sedimentos <0,074 mm. Fonte: A autora (2021).

As mudas foram mantidas na casa de vegetação por um período de 3 meses, com temperatura média de 25°C e 70% de umidade relativa do ar. Antes de cada ensaio, amostras indeformadas contendo uma planta foram cuidadosamente extraídas dos vasos com um anel de PVC biselado, com o mesmo diâmetro do orifício do equipamento utilizado nos ensaios e altura de 13 cm. O anel de PVC foi posicionado no vaso com uma planta centralizada (Figura 50A) e completamente inserido no solo (Figura 50B). Posteriormente, o cano de PVC utilizado como vaso foi retirado pela parte superior (Figura 50C), o solo no entorno do anel foi removido com auxílio de uma espátula (Figura 50D).

O fundo de cada anel foi vedado com papel filtro, elástico de látex e fita adesiva (Figura 50E) e as amostras foram colocadas em um recipiente com um nível de água constante, aproximadamente 4,5 cm abaixo da superfície do solo para permitir a lenta ascensão capilar durante 8 horas, e em seguida retiradas da água e deixadas para

drenar por 12 horas antes dos ensaios (BURYLO et al., 2012b; DE BAETS et al., 2006), de modo a garantir umidade do solo semelhante entre as amostras (Figura 50F). O teor de umidade das amostras antes da realização dos ensaios variou de 12 a 18%.

Figura 50 - Procedimento para extração das amostras indeformadas. A: Posicionamento do anel de PVC no vaso com uma planta centralizada; B: Inserção do anel no solo; C: Retirada do cano de PVC de 20 cm de diâmetro; D: Remoção do solo no entorno do anel de PVC; E: Vedação do fundo do anel com papel filtro, elástico de látex e fita adesiva; F: Colocação das amostras em bacia com água para umedecimento.



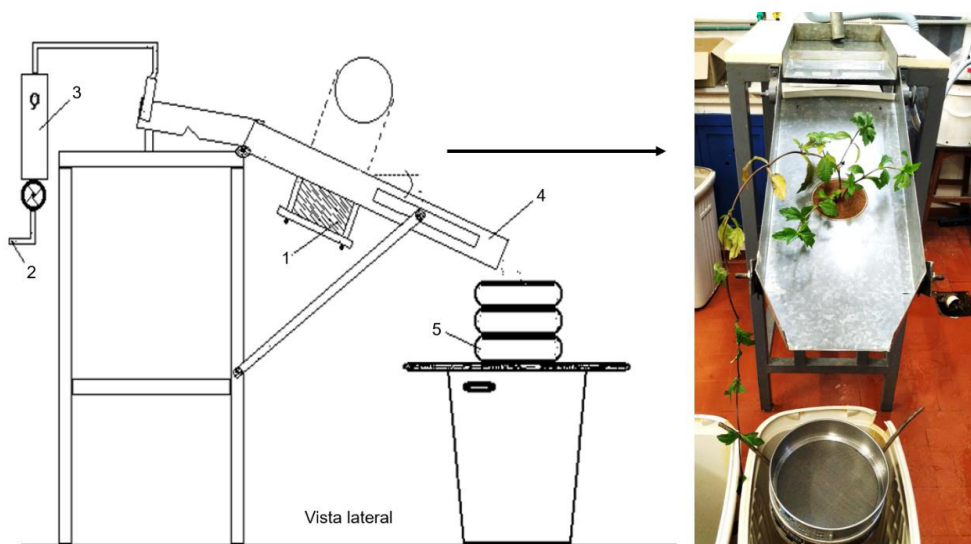
Fonte: A autora (2021).

8.2.2 Ensaio de fluxo concentrado

Os ensaios de fluxo concentrado foram realizados em novembro de 2020, quando as mudas estavam com três meses de idade. Os ensaios foram realizados no equipamento de Inderbitzen no Laboratório de Laminação da UFSM. Esse equipamento foi desenvolvido para avaliar a erodibilidade do solo e consiste em uma rampa hidráulica articulada em chapa metálica (com 25 cm de largura e 60 cm de comprimento), podendo inclinar-se de 0° a 54° e sustentada por uma estrutura metálica (BASTOS, 1999).

A rampa possui um orifício central de 10 cm de diâmetro, onde é introduzida a amostra de solo+planta confinada no anel de PVC. Na parte superior da rampa, uma fôrma metálica está anexada ao conjunto e possui a função de regularização do fluxo d'água alimentado diretamente da rede hidráulica e controlado por um registro e rotâmetro, instalados junto ao ponto de alimentação. O escoamento e o solo desprendido das amostras são coletados por baldes plásticos de 60 litros e passados por um conjunto de peneiras nas malhas 0,42 mm (peneira 40) e 0,074 mm (peneira 200). Na Figura 51 é possível observar um esquema do equipamento de Inderbitzen.

Figura 51 - Equipamento de Inderbitzen do Laboratório de Laminação da UFSM. 1: amostra; 2: abastecimento de água; 3: rotâmetro; 4: rampa hidráulica; 5: peneiras.



Fonte: Adaptado de Bastos (1999).

A inclinação utilizada no ensaio foi de 26° e a vazão de água foi de 3 L/min, definidos com base em estudos anteriores (SILVA; MELO, 2016; VENTURINI; PINHEIRO; NUMMER, 2019) e por testes realizados antes dos ensaios. As variáveis adotadas nos ensaios são apresentadas na Tabela 8.

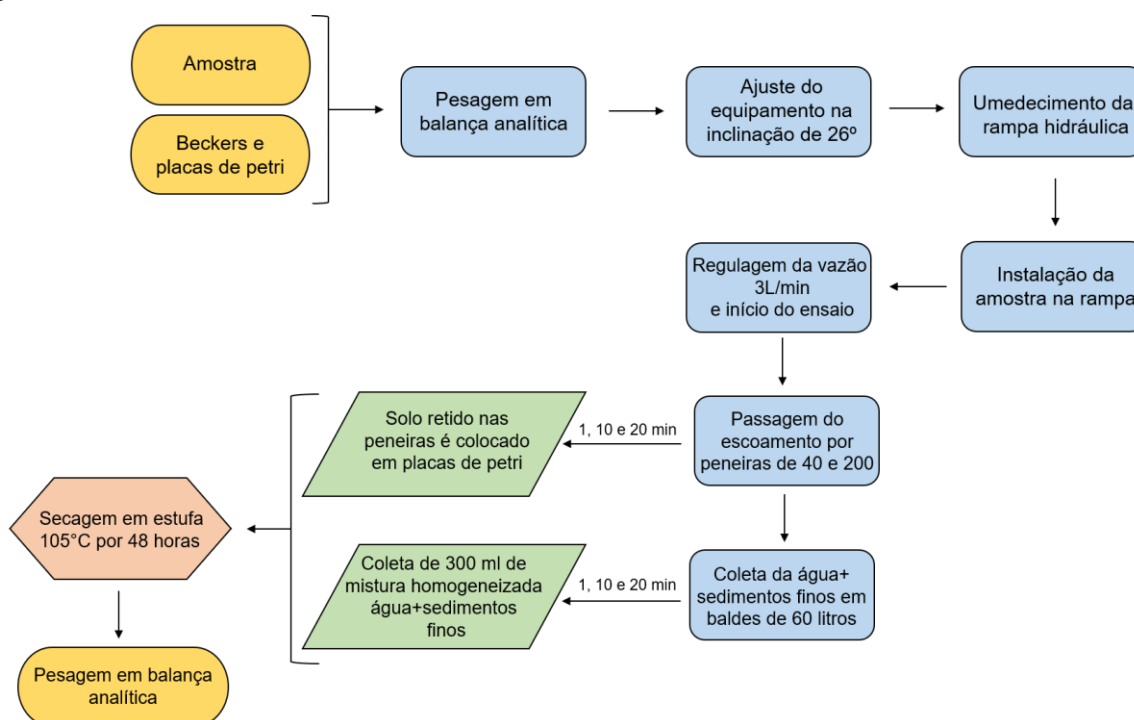
Tabela 8 - Condições de fluxo adotadas no ensaio de Inderbitzen.

Variável	Valor adotado no ensaio
Inclinação	26°
Vazão	3 L/min
Velocidade do fluxo	57,05 cm/s
Altura da lâmina de água	0,035 cm
Tensão cisalhante hidráulica (τ_h)	1,710 Pa

Fonte: A autora (2021).

Os procedimentos realizados durante cada ensaio são apresentados no fluxograma a seguir (Figura 52).

Figura 52 - Procedimentos realizados no ensaio de Inderbitzen.

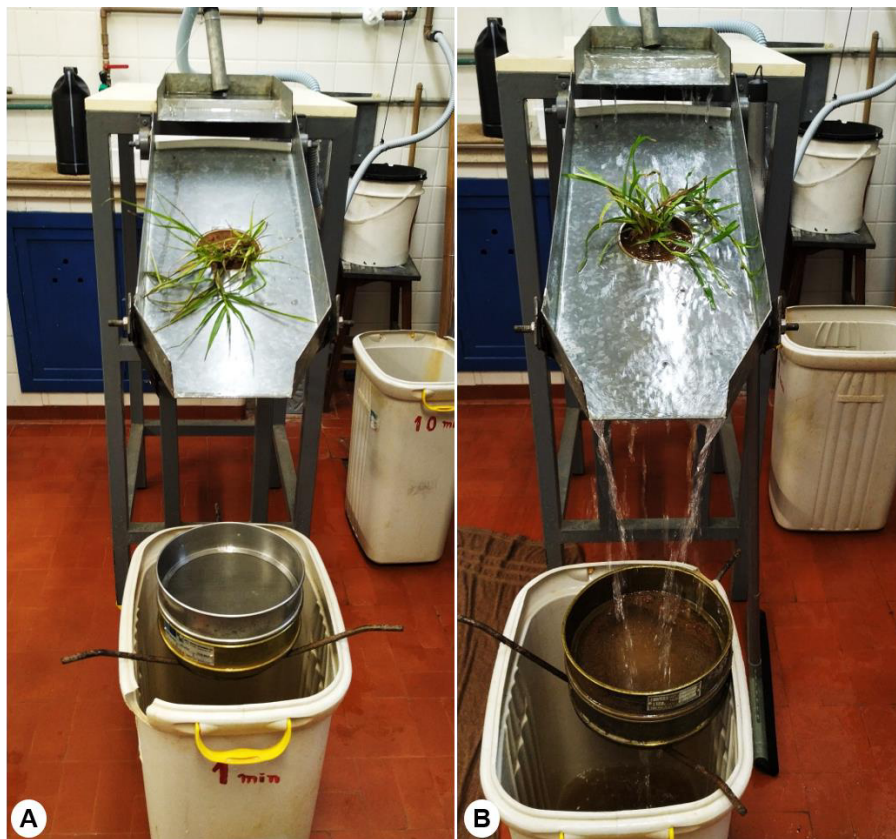


Fonte: A autora (2021).

Primeiramente, a amostra de solo+planta ou apenas de solo (controle) foram pesadas em balança analítica, assim como os beakers e placas de petri, onde

posteriormente o solo erodido foi colocado para secagem em estufa. Após foram realizados os ajustes no equipamento e umedecimento da rampa hidráulica antes da instalação da amostra para evitar uma maior resistência ao fluxo inicial imposta pela tensão superficial. A amostra foi colocada no orifício do equipamento, de modo que a superfície da amostra coincidissem com o nível da rampa (Figura 53A), e em seguida foi realizada a regulagem da vazão de água dando-se início a contagem do ensaio nos tempos 1, 10 e 20 min.

Figura 53 - Realização do ensaio de Inderbitzen. A: Momento antes do início do ensaio; B: Durante a realização do ensaio.



Fonte: A autora (2021).

O escoamento passava pelas peneiras de 40 e 200 e era armazenado em baldes de 60 litros (Figura 53B). O solo retido nas peneiras foi colocado em placas de petri, já o sedimento passante na peneira 200 foi determinado indiretamente, a partir de uma amostra de 300 ml coletada em um becker com mistura de água com finos, obtida do balde após cuidadosa homogeneização.

8.2.3 Taxa de desprendimento de solo

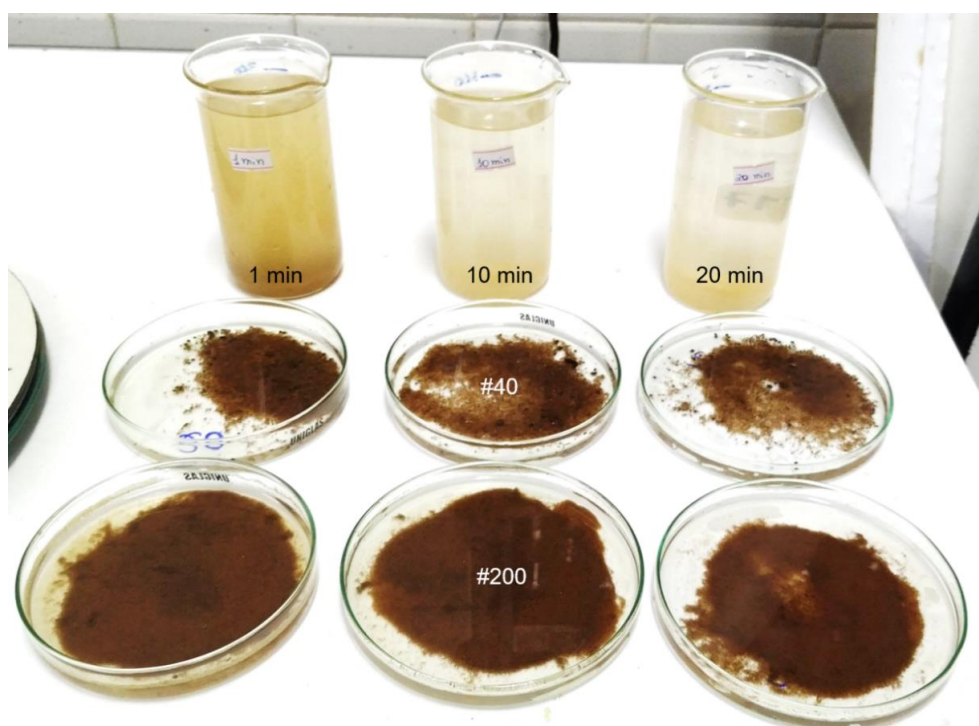
Após cada ensaio, o solo coletado nas placas de petri e beckers (Figura 54) foi levado para estufa a 105°C por 48 horas e pesados em balança analítica para determinação da massa seca (MS, Kg).

A taxa absoluta de desprendimento de solo (TADS, $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) foi, então, determinada usando a equação (VANNOPPEN et al., 2017):

$$\text{TADS} = \frac{\text{MS}}{A \cdot t} \quad (5)$$

Onde: MS (kg) é a média da massa seca de solo, A (m^2) é a área superficial da amostra de solo ($0,007854\text{m}^2$) e t (s) é o tempo de cada coleta (segundos).

Figura 54 - Amostras de solo coletadas em cada ensaio.



Fonte: A autora (2021).

Para quantificar os efeitos de cada espécie na erosão de fluxo concentrado, a taxa de desprendimento de solo (TDS) foi determinada da seguinte forma:

$$\text{TDS} = \frac{\text{TADS média das amostras com plantas}}{\text{TADS média das amostras controle}} \quad (6)$$

Os valores de TDS variam entre 1 e 0. Valores próximos de 1 indicam que quase não há redução da erosão do solo devido à presença das plantas, enquanto valores próximos de 0 indicam que as taxas de erosão do solo foram reduzidas a níveis muito baixos devido às plantas.

8.2.4 Características funcionais das espécies

Antes da realização dos ensaios, o número e diâmetro dos perfilhos (gramíneas) e ramos (herbáceas não-gramíneas) na base do solo foram determinados. O diâmetro, determinado com paquímetro, foi utilizado para calcular a área da base (cm²) das espécies através da fórmula da área de um cilindro. A altura foi fixada em 1 cm, uma vez que o fluxo de água possuía altura de apenas 0,035 cm (Tabela 8).

Imediatamente após cada ensaio, as partes aéreas das plantas foram cortadas rente à superfície do solo, levadas para a estufa com circulação de ar forçado a 65°C até peso constante e pesadas em balança analítica para quantificação da matéria seca.

As raízes foram lavadas cuidadosamente com auxílio de um jato de água e em seguida, secas em estufa com circulação de ar forçado a 65°C até peso constante e pesadas em balança analítica para determinação da massa seca. A densidade de raízes foi determinada através da equação:

$$DR = \frac{\text{Massa seca de raízes (Kg)}}{\text{Volume da amostra de solo (m}^3\text{)}} \quad (7)$$

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições para cada espécie e 4 repetições controle (amostras apenas com solo). Cada unidade amostral foi representada por um vaso com uma planta.

8.2.5 Análise estatística

Os resultados foram submetidos a análise dos pressupostos de normalidade dos resíduos e a homogeneidade de variância, utilizando os testes de Shapiro-Wilk e

Bartlett, respectivamente. Após foi realizada análise de variância (ANOVA) e quando verificado efeito significativo foi realizada a comparação de médias pelo teste Tukey ($p < 0.05$). A existência de correlações entre as variáveis da parte aérea e do sistema radicular e as taxas de perda de solo foi verificada através da análise de correlação de Pearson. Além disso, uma análise de componentes principais (ACP) foi realizada para relacionar as características morfológicas das plantas com as taxas de erosão. Todas as análises foram realizadas no Software R (R Core Team, 2021).

8.3 RESULTADOS

8.3.1 Taxas de solo desprendido

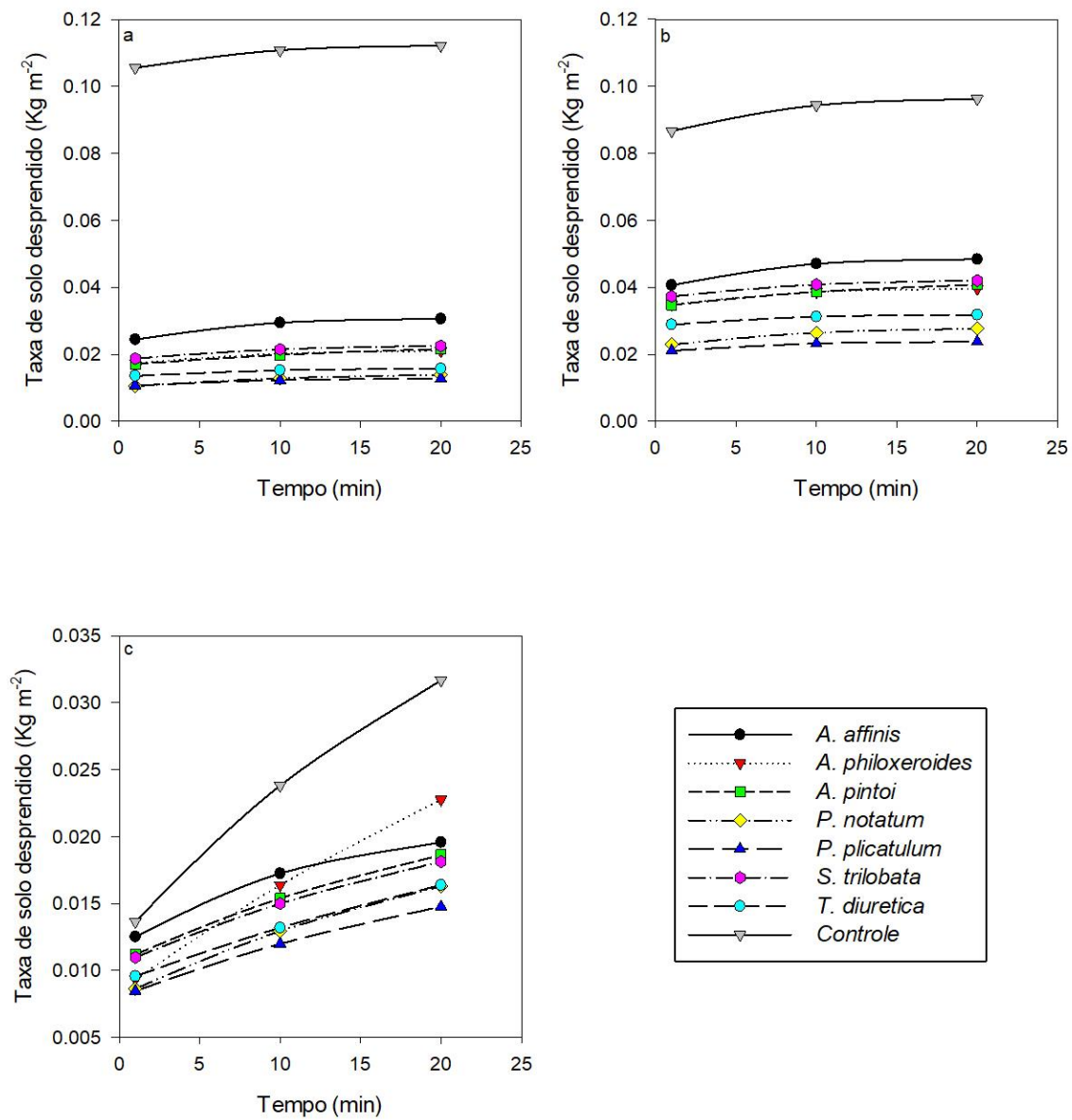
A presença de plantas reduziu as taxas absolutas de desprendimento de solo (TADS), como podemos observar na Figura 55. A perda de solo foi 502,5% maior nas amostras apenas com solo que naquelas com presença de plantas para os sedimentos maiores que 0,42 mm e 297,2% e 67,6% superior para os sedimentos com tamanho entre 0,42 e 0,074 mm e menores que 0,074 mm, respectivamente. Para todas as amostras, com e sem plantas, as maiores perdas ocorreram no primeiro minuto de ensaio independente do tamanho das partículas de solo (Figura 55a, b e c).

Considerando a taxa de desprendimento de solo (TDS), que expressa o efeito das plantas na erosão de fluxo concentrado em relação às amostras controle, houve variação significativa entre as espécies avaliadas, tanto em relação à TDS por tempo de ensaio quanto ao tamanho das partículas de solo erodidas (Figura 56a e b).

A Figura 57 apresenta a taxa de desprendimento de solo total, considerando o tempo total de ensaio e todos os tamanhos de partículas de solo. O efeito de redução da erosão do solo variou de 80% a 45% para as amostras com plantas quando comparadas com as amostras controle. *P. plicatum* apresentou os maiores efeitos de redução, que foram de aproximadamente 80%, diferindo significativamente de *S. trilobata*, *A. affinis*, *A. pinto* e *A. philoxeroides* que apresentaram taxas de redução menores (62%, 53%, 49% e 45%, respectivamente).

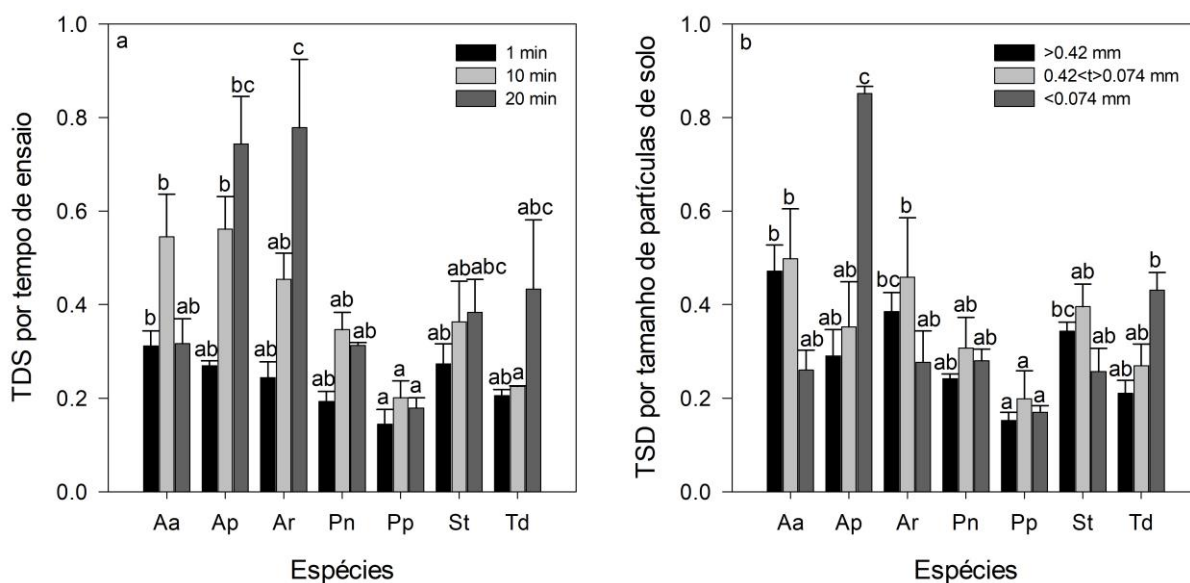
As espécies *P. notatum* e *T. diuretica* apresentaram efeito redutor menor que *P. plicatum*, porém maior que as demais espécies, com 68% e 67%, respectivamente. No entanto, essas espécies diferiram apenas de *A. philoxeroides*. Na Figura 58 é possível visualizar as amostras com e sem plantas imediatamente após serem submetidas ao ensaio de fluxo concentrado.

Figura 55 - Taxa absoluta de desprendimento de solo acumulada durante o tempo de ensaio para partículas de solo maiores que 0,42 mm (a), entre 0,42 e 0,074 mm (b) e menores que 0,074 mm (c).



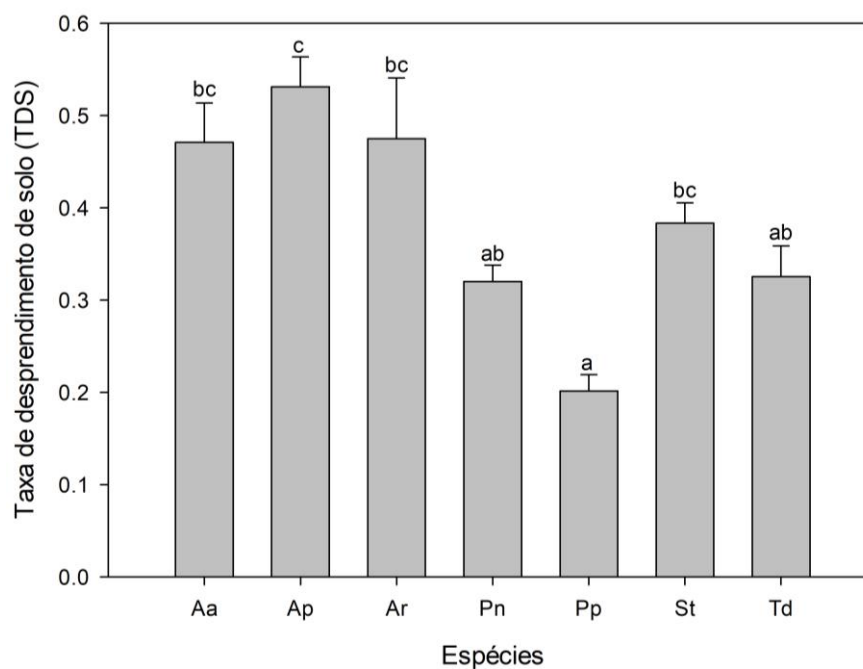
Fonte: A autora (2021).

Figura 56 - Taxa de desprendimento de solo (TDS) em relação ao tempo de ensaio (a) e tamanho de partículas de solo (b).



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

Figura 57 - Taxa de desprendimento de solo total para as espécies estudadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

Figura 58 - Amostras logo após submetidas ao ensaio de fluxo concentrado. A: *A. affinis*; B: *A. philoxeroides*; C: *A. pintoi*; D: *P. notatum*; E: *P. plicatum*; F: *S. trilobata*; G: *T. diuretica*; H: controle.



Fonte: A autora (2021).

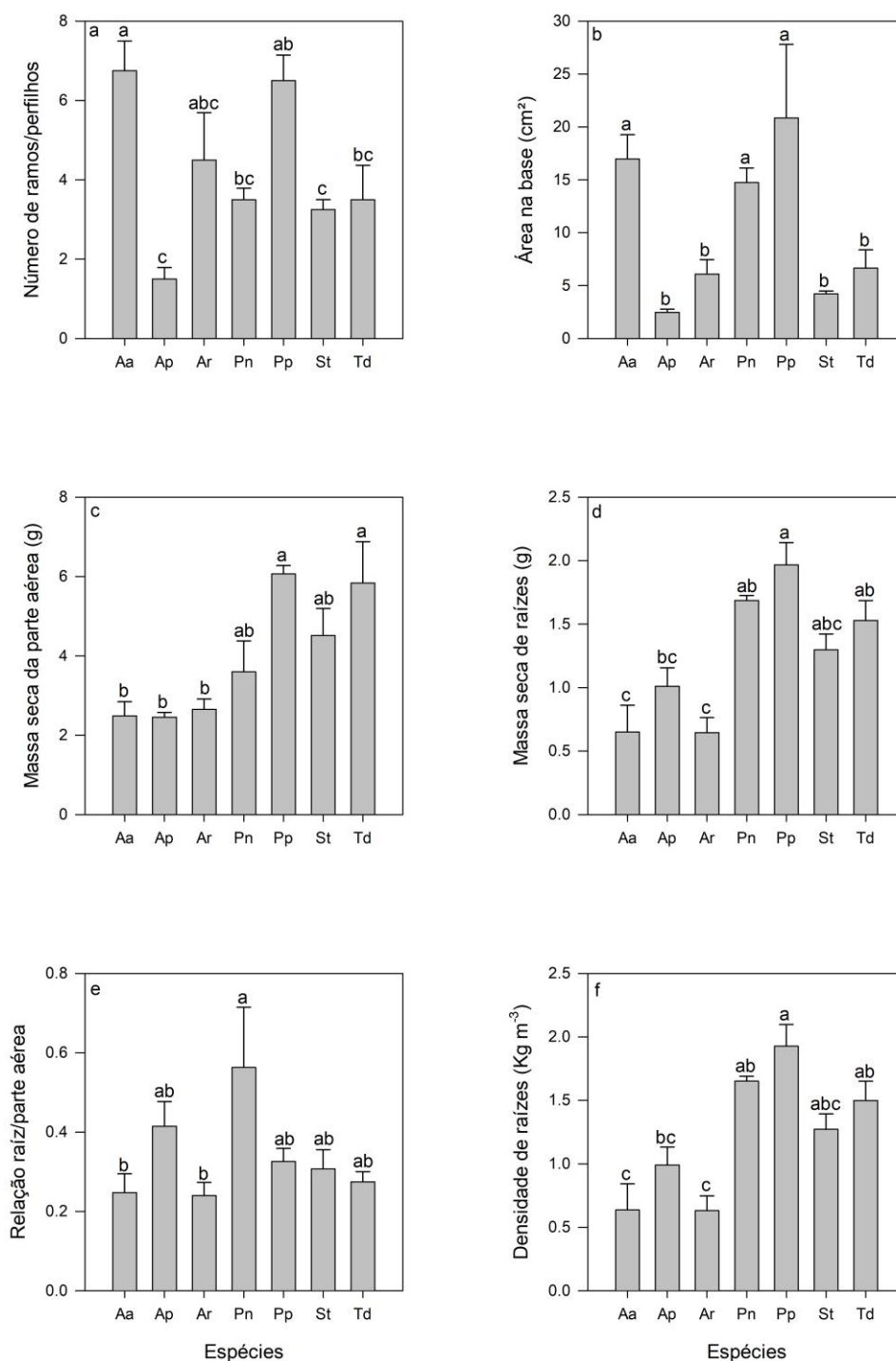
8.3.2 Relação entre as taxas de erosão e as características funcionais

Todas as características funcionais das plantas diferiram significativamente entre as espécies avaliadas (Figura 59). *P. plicatum* apresentou parte aérea e sistema radicular mais desenvolvido que as demais espécies, com maior área da base (AB), massa seca da parte aérea (MSP) e de raízes (MSR) e densidade de raízes (DR).

As três espécies de gramíneas apresentaram as maiores AB, diferindo significativamente das demais espécies (Figura 59b). Resultado semelhante foi observado para o NR/NP, no qual *A. affinis* e *P. plicatum* juntamente com *A. pintoi* apresentaram os maiores valores (Figura 59a).

Para a MSP, MSR e DR, depois de *P. plicatum*, as espécies que apresentaram os maiores valores foram *P. notatum*, *T. diuretica* e *S. trilobata* (Figura 59c, d e f). A densidade de raízes variou de 1,93 a 0,63 kg m⁻³ entre as espécies, sendo que *A. philoxeroides*, *A. affinis* e *A. pintoi* apresentaram as menores densidades com 0,99, 0,64 e 0,63 kg m⁻³.

Figura 59 - Características funcionais das espécies estudadas, (a) número de ramos/perfilhos, (b) diâmetro da base (mm), (c) massa seca da parte aérea (g), (d) massa seca de raízes (g), (e) relação raiz/parte aérea e (f) densidade de raízes (kg m^{-3}).



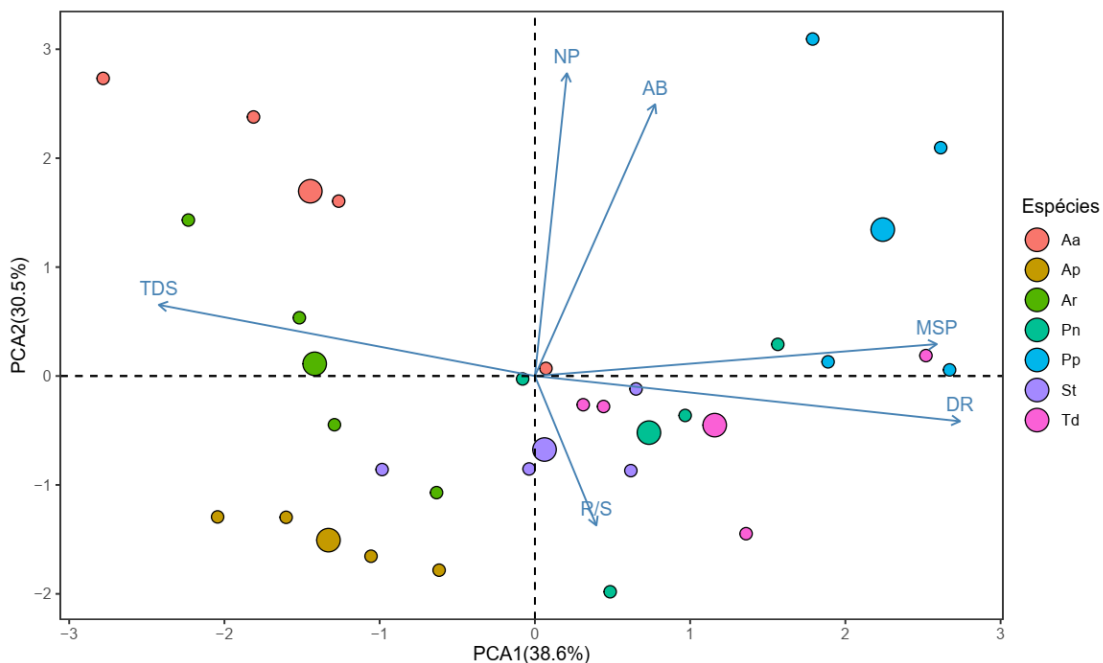
Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Os valores representam a média \pm erro padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as espécies pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Fonte: A autora (2021).

P. notatum apresentou a maior relação raiz/parte aérea (R/S) (Figura 59e), diferindo significativamente de *A. pintoii* e *A. affinis* que apresentaram as menores proporções de raízes em relação às suas partes aéreas.

A análise multivariada revelou diferenças entre as espécies estudadas (Figura 60) de acordo com os dois primeiros eixos da ACP, sendo responsáveis por 38,6% e 30,5% da variação do conjunto de dados, respectivamente.

A ACP e a análise de correlação de Pearson apresentam a relação da TDS com as características funcionais das espécies avaliadas (Figura 60 e Tabela 9). Na ACP é possível observar que a TDS foi negativamente correlacionada com a DR e MSP, havendo uma forte correlação entre essas variáveis. Tal fato indica que a taxa de desprendimento de solo diminui com o aumento da DR e MSP. As demais características, R/S, AB e NP não influenciaram diretamente nas taxas de erosão.

Figura 60 - Análise das componentes principais das características funcionais, taxa de desprendimento de solo e as sete espécies de plantas avaliadas.



Aa: *A. affinis*; Ap: *A. philoxeroides*; Ar: *A. pintoii*; Pn: *P. notatum*; Pp: *P. plicatulum*; St: *S. trilobata* e Td: *T. diuretica*. Círculos maiores indicam o centro de agrupamento de cada espécie. TDS: taxa de desprendimento de solo; MSP: massa seca da parte aérea; NP: número de perfilhos/ramos; AB: área da base; R/S: relação raiz/parte aérea; DR: densidade de raízes. Fonte: A autora (2021).

Também houve correlação significativa entre o NP/NR e a AB, da R/S com a DR e da MSP com a DR, como podemos observar na Tabela 9.

Tabela 9 - Matrix de correlação entre as características funcionais e a taxa de desprendimento de solo.

	TDS	NP/NR	AB (cm ²)	MSP (g)	R/S	DR (kg m ⁻³)
TDS	1	-	-	-	-	-
NR/NP	0,07	1	-	-	-	-
AB (cm ²)	-0,08	0,73***	1	-	-	-
MSP (g)	-0,59***	0,06	0,22	1	-	-
R/S	-0,13	-0,27	0,018	-0,29	1	-
DR (kg m ⁻³)	-0,60***	-0,06	0,29	0,71***	0,37*	1

Os dados correspondem ao coeficiente de correlação R e os níveis de significância (*p <0,05; ** p <0,01; *** p <0,001). TDS: taxa de desprendimento de solo; NR/NP: número de ramos/perfilhos; AB: área da base; MSP: massa seca da parte aérea; R/S: relação raiz/parte aérea; DR: densidade de raízes. Fonte: A autora (2021).

8.4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que todas as espécies testadas reduziram as taxas de erosão de fluxo concentrado, mesmo nos primeiros estágios de desenvolvimento das plantas, de três meses nesse estudo. Entretanto, importantes diferenças foram observadas na eficácia de redução das taxas de erosão e nas características funcionais das espécies, como reportado em estudos anteriores (BURYLO et al., 2012b, 2012a).

As espécies testadas foram capazes de reduzir de 45% a 80% da TDS, quando comparadas a um solo sem a presença de raízes. Essa redução foi fortemente influenciada pelas características funcionais das espécies testadas (Figura 60 e Tabela 9), em especial pela DR e MSP, ou seja, as espécies mais eficazes na redução da erosão foram aquelas que apresentaram as maiores DR e MSP (Figura 59). Esse resultado corrobora com diversos estudos que também verificaram que espécies com maiores DR são mais eficazes na redução da erosão de fluxo concentrado (BURYLO et al., 2012b; DE BAETS et al., 2006, 2007a; VANNOPPEN et al., 2015, 2017). Além desses autores, outros como Gyssels et al. (2005) e Zuazo e Pleguezuelo (2008), concordam que as raízes das plantas são mais eficazes no controle da erosão de fluxo concentrado (canais e voçorocas) e a cobertura do solo proporcionada pelas plantas é mais eficaz no controle da erosão por salpico e entressulcos.

Nesse estudo não apenas as raízes através da DR mas também a parte aérea por meio da MSP apresentaram forte correlação com a redução da TDS. Esse fato

pode ser explicado pela alta correlação entre a MSP e DR, o que indica que plantas com maior biomassa acima do solo também apresentaram maior biomassa abaixo deste, refletindo em maiores DR. A menor eficácia das características da parte aérea na redução de fluxo concentrado fica mais evidente quando analisamos o NR/NP e a AB, os quais não influenciaram diretamente nas taxas de erosão observadas (Figura 60 e Tabela 9).

Os resultados obtidos no estudo revelaram que uma planta com DR de 0,5 kg m⁻³ é capaz de reduzir as taxas de erosão em até 65%. Esse resultado foi um pouco menor que o observado por Vannoppen et al. (2017), onde plantas com DR superior a 0,5 kg m⁻³ são capazes de reduzir a TDS em até 80% ou mais, comparado a um solo sem a presença de raízes. De Baets et al. (2007a), verificaram que o aumento da DR de gramíneas entre 0 e 2 kg m⁻³ foi capaz de reduzir expressivamente a TDS.

A espécie *P. plicatulum* foi a mais eficaz na redução das taxas de erosão de fluxo concentrado entre as espécies testadas (Figuras 56 e 57), seguida por *T. diuretica*, *P. notatum* e *S. trilobata*. De Baets et al. (2007b) ao estudar diferentes tipos de espécies mediterrâneas (gramíneas, ervas e arbustos) concluíram que as gramíneas apresentam o maior potencial de redução da erosão e aumentam consideravelmente a resistência superficial do solo à erosão do fluxo concentrado, que pode ser atribuído às suas elevadas densidades de raízes finas superficiais no solo.

As altas taxas de redução da erosão observadas para as espécies *P. plicatulum* e *T. diuretica* também podem ser explicadas pela grande quantidade de raízes extremamente finas nos primeiros centímetros de solo (Figura 58E e G). Burylo et al. (2012b) verificaram que a TDS é positivamente relacionada ao diâmetro das raízes e negativamente com a porcentagem de raízes finas, isto é, quanto maior a porcentagem de raízes finas de uma espécie maior será a sua efetividade em reduzir as taxas de erosão.

Por outro lado, *P. notatum* apresentou a segunda maior eficácia na redução da erosão mesmo apresentando raízes com diâmetros um pouco maiores, como verificado no capítulo 5 desta tese. Da mesma forma, *A. philoxeroides* mesmo possuindo grande quantidade de raízes finas apresentou a menor eficácia entre as espécies estudadas. Esse fato indica que apenas o diâmetro das raízes não explica a variação do efeito de redução da erosão apresentado pelas espécies. De Baets et al.

(2007b) citam que a combinação de uma DR elevadas e grandes quantidades de raízes finas proporcionam altas taxas de redução da erosão de fluxo concentrado.

O menor potencial observado para *A. affinis*, *A. pintoi* e *A. philoxeroides* pode ser atribuído ao menor desenvolvimento dessas espécies, visto que apresentaram as menores DR. As espécies *A. affinis* e *A. pintoi* alocaram maior energia para produzir biomassa acima do solo, como podemos observar através da relação raiz/parte aérea.

Cabe salientar que algumas espécies apresentaram menor desenvolvimento do sistema radicular que no experimento descrito no capítulo 5, mesmo com um mês a mais de desenvolvimento e com cultivo em casa de vegetação com temperatura e umidade controladas em ambos. Esse fato possivelmente é explicado pela baixa fertilidade do solo utilizado no experimento (Tabela 7) e o não fornecimento de nutrientes na irrigação desse experimento. A espécie *A. pintoi* apresentou a redução mais expressiva devido à falta de adubação, sua DR diminui consideravelmente de $2,57 \text{ kg m}^{-3}$ para $0,63 \text{ kg m}^{-3}$. As espécies *S. trilobata*, *P. notatum* e *T. diuretica* também apresentaram diminuição no crescimento radicular, porém menos expressiva.

Ao contrário, a espécie *P. plicatulum* apresentou maior desenvolvimento nesse estudo que no anterior, com uma DR 62% maior, o que pode indicar que a espécie, mesmo em solos com baixa disponibilidade de nutrientes, é capaz de produzir elevadas quantidades de biomassa tanto abaixo quanto acima do solo. Quadros, Trindade e Borba (2009) citam que *P. plicatulum* pode ser tanto uma espécie de captura quanto de conservação de recursos, apresentando adaptabilidade a diferentes condições ambientais, como solos menos férteis e mais pedregosos.

As espécies *A. affinis* e *A. philoxeroides* não apresentaram diferenças para a DR entre os experimentos, o que indica que mesmo com a aplicação de nutrientes essas espécies não aumentaram seu sistema radicular.

Por fim, cabe salientar que o uso de experimentos de laboratório que simulam o fluxo concentrado apresentam algumas vantagens, mas também desvantagens. Nesses experimentos é possível controlar as variáveis ambientais, além de verificar o efeito de diferentes espécies nas taxas de erosão, uma de cada vez, e compará-las, o que em experimentos de campo torna-se bastante difícil. Entretanto, essa metodologia apresenta limitações, principalmente pela falta de conexão com os processos que ocorrem no campo, o que pode dificultar a extrapolação dos resultados.

8.5 CONCLUSÃO

Os resultados desse estudo são uma primeira tentativa de conhecer o potencial de espécies herbáceas nativas no controle da erosão de fluxo concentrado.

Todas as espécies estudadas reduziram as taxas de erosão de fluxo concentrado, mesmo com apenas três meses de desenvolvimento, quando comparadas com as amostras apenas com solo. No entanto, as espécies apresentaram diferenças na capacidade de redução das taxas de erosão e em suas características funcionais.

Em geral, espécies que apresentam alta densidade de raízes e boa cobertura do solo parecem ser as mais adequadas para controlar a erosão. As espécies *P. plicatulum*, *P. notatum*, *T. diuretica* e *S. trilobata* apresentaram maior desenvolvimento do sistema radicular e parte aérea e conseqüentemente foram as mais eficazes na redução das taxas de erosão de fluxo concentrado. *A. affinis*, *A. pintoii* e *A. philoxeroides*, ao contrário, apresentaram menor desenvolvimento e promoveram menor redução da erosão.

As gramíneas *P. plicatulum* e *P. notatum* apresentam-se como excelentes alternativas para utilização em programas de controle de voçorocas no Bioma Pampa, uma vez que além da eficácia na redução das taxas de fluxo concentrado, são espécies adaptadas e características desse Bioma.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A crescente preocupação com o meio ambiente e as funções vitais desempenhadas pelas plantas, solo e demais organismos na manutenção da vida em nosso planeta tem conduzido ao aumento da utilização das soluções baseadas na natureza, como as técnicas de engenharia natural, para minimizar os impactos causados pelas atividades antrópicas. Nesse contexto, os resultados desse trabalho permitiram ampliar o conhecimento sobre as características funcionais e aspectos ecológicos de espécies herbáceas nativas brasileiras, bem como o seu desempenho para controlar os processos erosivos do solo, contribuindo para o aumento da utilização de espécies nativas nessas intervenções e da sua eficácia, não apenas para solucionar os problemas técnicos, mas também agregando valor ao ambiente.

As sete espécies estudadas demonstraram, em maior ou menor grau, serem capazes de controlar os processos erosivos. Contudo, ficou evidente que existe uma grande variação nas características funcionais dessas espécies e que essas características são influenciadas por fatores ambientais, fato que comprova a importância do conhecimento das características funcionais de cada espécie e seus aspectos ecológicos para a escolha daquelas mais adequadas para cada local e tipo de intervenção.

Novos estudos devem ser realizados para ampliar o conhecimento sobre o potencial de espécies nativas no controle da erosão do solo, bem como avaliar o uso dessas espécies na forma de sementes, investigar aspectos relacionados à produção dessas sementes e elaborar misturas de sementes de diferentes espécies nativas para uso em hidrossemeadura ou plantio convencional.

Por fim, uma tabela final (Apêndice A) foi elaborada com os resultados desta tese e informações disponíveis na literatura sobre as espécies estudadas, a fim de auxiliar na seleção e aplicação dessas espécies em intervenções de controle dos processos erosivos.

10 REFERÊNCIAS

- ALEMU, T. et al. Agricultural sediment reduction using natural herbaceous buffer strips: a case study of the east African highland. **Water and Environment Journal**, v. 31, n. 4, p. 522–527, 2017.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES, M.; ROQUE, N. Flora da Bahia : Asteraceae – Tribo Heliantheae. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, v. 16, p. 1–63, 2016.
- ANACHE, J. A. A. et al. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v. 622–623, p. 140–151, 2018.
- ARAÚJO-FILHO, R. N.; HOLANDA, F. S. R.; ANDRADE, K. R. Implementation of soil bioengineering techniques for erosion control of the Lower São Francisco, Sergipe State. **Scientia Plena**, v. 9, n. 7, p. 1–9, 2013.
- ARAÚJO, A. Á. de. **Principais gramíneas do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria Sulina, 1971.
- ARCE-MOJICA, T. DE J. et al. Nature-based solutions (NbS) for reducing the risk of shallow landslides: Where do we stand? **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 41, n. April, p. 101293, dez. 2019.
- ARDILA, M. A. A. et al. Semi-Rigid Erosion Control Techniques with Geotextiles Applied to Reservoir Margins in Hydroelectric Power Plants, Brazil. **Water**, v. 13, n. 4, p. 500, 15 fev. 2021.
- ARGEL, P. J.; PIZARRO, E. A. Germplasm case study: *Arachis pintoi*. **Pastures for the tropical lowlands**, v. 5, p. 57–74, 1992.
- BASTOLA, S. et al. The role of vegetation on gully erosion stabilization at a severely degraded landscape: A case study from Calhoun Experimental Critical Zone Observatory. **Geomorphology**, v. 308, p. 25–39, 2018.
- BASTOS, C. A. B. **Estudo Geotécnico sobre a erodibilidade de solos residuais não saturados**. 1999. 303 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade Federal

do Rio Grande do Sul, 1999.

BAUMHARDT, R. L.; BLANCO-CANQUI, H. Soil: Conservation Practices. **Encyclopedia of Agriculture and Food Systems**, v. 5, p. 153–165, 2014.

BAYRAMOV, E. R.; BUCHROITHNER, M. F.; BAYRAMOV, R. V. Multi-temporal assessment of ground cover restoration and soil erosion risks along petroleum and gas pipelines in Azerbaijan using GIS and remote sensing. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 3, p. 256, 25 fev. 2016.

BDMET/INMET, I. N. DE M. **Banco de dados meteorológicos do INMET**. Disponível em: <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>.

BENINCASA, M. M. P. **Análise de crescimento de plantas (noções básicas)**. Jaboticabal: FUNEP, 1998.

BENNETT, S. J.; WELLS, R. R. Gully erosion processes, disciplinary fragmentation, and technological innovation. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 44, n. 1, p. 46–53, 2019.

BERTOZO, M. R.; VALLS, J. F. M. Seed storage protein electrophoresis in *Arachis pintoi* and *A. repens* (Leguminosae) for evaluating genetic diversity. **Genetic Resources and Crop Evolution**, v. 48, p. 121–130, 2001.

BEZERRA, M. O. et al. Gully formation in headwater catchments under sugarcane agriculture in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, n. February, p. 110271, 2020.

BISCHETTI, G. B. et al. Root cohesion of forest species in the Italian Alps. **Plant and Soil**, v. 324, n. 1, p. 71–89, 2009.

BISCHETTI, G. B.; DI FIDIO, M.; FLORINETH, F. On the Origin of Soil Bioengineering. **Landscape Research**, v. 39, n. 5, p. 583–595, 2014.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. **Principles of Soil Conservation and Management**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2010.

BLOUNT, A. R.; ACUÑA, C. A. Bahiagrass. In: RJ, S. (Ed.). **Singh RJ Genetic resources, chromosome engineering, and crop improvement series: forage crops**. 5. ed. Florida: CRC Press (Taylor & Francis Group), 2009. p. 81–101.

BOLDRIN, D.; LEUNG, A. K.; BENGOUGH, A. G. Root biomechanical properties

during establishment of woody perennials. **Ecological Engineering**, v. 109, p. 196–206, 2017.

BOLDRINI, I. I.; LONGHI-WAGNER, H. M.; BOECHAT, S. C. **Morfologia e Taxonomia de Gramíneas Sul-Rio-Grandenses**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008.

BORDOLOI, S.; NG, C. W. W. The effects of vegetation traits and their stability functions in bio-engineered slopes: A perspective review. **Engineering Geology**, v. 275, n. July, 2020.

BORRELLI, P. et al. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, 2017.

BORRELLI, P. et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 36, p. 21994–22001, 8 set. 2020.

BROWN, A. L. P.; DAY, F. P.; STOVER, D. B. Fine root biomass estimates from minirhizotron imagery in a shrub ecosystem exposed to elevated CO₂. **Plant and Soil**, v. 317, n. 1–2, p. 145–153, 2009.

BURYLO, M. et al. Plant functional traits and species ability for sediment retention during concentrated flow erosion. **Plant and Soil**, v. 353, p. 135–144, 2012a.

BURYLO, M. et al. Plant root traits affecting the resistance of soils to concentrated flow erosion. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 37, n. 14, p. 1463–1470, 2012b.

BURYLO, M.; DUTOIT, T.; REY, F. Species traits as practical tools for ecological restoration of marly eroded lands. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 5, p. 633–640, 2014.

BURYLO, M.; HUDEK, C.; REY, F. Soil reinforcement by the roots of six dominant species on eroded mountainous marly slopes (Southern Alps, France). **Catena**, v. 84, n. 1–2, p. 70–78, 2011.

CARDOSO, D. P. et al. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 6, p. 632–638, 2012.

CARRIZO, M. E. et al. Aggregation agents and structural stability in soils with different

texture and organic carbon contents. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 1, p. 75–82, 2015.

CASTILLO, C.; GÓMEZ, J. A. A century of gully erosion research: Urgency, complexity and study approaches. **Earth-Science Reviews**, v. 160, p. 300–319, 2016.

CASTRO, N. E. A. DE et al. Plantas de cobertura no controle da erosão hídrica sob chuvas naturais. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 5, p. 775–785, 2011.

COHEN-SHACHAM, E.; WALTERS, G.; JANZEN, C.; MAGINNIS, S. **Nature-based solutions to address global societal challenges**. Gland, Switzerland: IUCN International Union for Conservation of Nature, 2016.

COHEN-SHACHAM, E. et al. Core principles for successfully implementing and upscaling Nature-based Solutions. **Environmental Science & Policy**, v. 98, n. February, p. 20–29, ago. 2019.

COLMAN, C. B. et al. Effects of Climate and Land-Cover Changes on Soil Erosion in Brazilian Pantanal. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 24, 2019.

COPPIN, N. J.; RICHARDS, I. G. **Use of Vegetation in Civil Engineering**. 2 ed. ed. Londres: Construction Industry Research and Information Association (CIRIA), 2007.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região sul**. Brasília: MMA, 2011.

CORNELINI, P.; FERRARI, R. **Manuale di ingegneria naturalistica per le scuole secondarie**. Roma, Itália: Regione Lazio, 2008.

CORNELINI, P.; SAULI, G. **Compendio di Ingegneria Naturalistica per docenti e professionisti: Analisi, Casistica ed elementi di progettazione**. Roma, Itália: Regione Lazio, 2015.

CQFS-RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2016.

DAMASCENO, G.; FIDELIS, A. Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. **Journal of Environmental Management**, v. 271, n. June, p. 111016, 2020.

De BAETS, S. et al. Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during

concentrated flow. **Geomorphology**, v. 76, n. 1–2, p. 54–67, 2006.

De BAETS, S. et al. Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 32, p. 1323–1345, 2007a.

De BAETS, S. et al. Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff. **Plant and Soil**, v. 294, n. 1–2, p. 169–183, 2007b.

De BAETS, S. et al. Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength. **Plant and Soil**, v. 305, p. 207–226, 2008.

De BAETS, S. et al. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion: application to a Mediterranean ecosystem. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, p. 1374–1392, 2009.

De BAETS, S. et al. Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. **Catena**, v. 85, n. 3, p. 237–244, 2011.

De BAETS, S.; POESEN, J. Empirical models for predicting the erosion-reducing effects of plant roots during concentrated flow erosion. **Geomorphology**, v. 118, n. 3–4, p. 425–432, 2010.

De CONTI, L. et al. Tolerance and phytoremediation potential of grass species native to South American grasslands to copper-contaminated soils. **International Journal of Phytoremediation**, p. 1–10, 30 dez. 2020.

DNIT. **Manual de vegetação rodoviária**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Rodoviárias - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes, 2009. v. 1

DONAT, M. **Bioengineering Techniques for Streambank Restoration - A Review of Central European Practices: Watershed Restoration Program Report 2**. Canadá: Ministry of Environment, Lands and Parks and Ministry of Forests, 1995.

DONG, Y. et al. Effects of vegetation buffer strips on concentrated flow hydraulics and gully bed erosion based on in situ scouring experiments. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 6, p. 1672–1682, 2018.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: Manejo biotécnico de cursos de água**.

3. ed. Santa Maria: Edição do Autor, 2014.

EFIB. **European Guidelines for Soil and Water Bioengineering**. European Federation for Soil Bioengineering, 2015.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2018.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balço Energético Nacional 2020: Ano base 2019**. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia, 2020.

ERKTAN, A. et al. Morphological diversity of plant barriers does not increase sediment retention in eroded marly gullies under ecological restoration. **Plant and Soil**, v. 370, n. 1–2, p. 653–669, 2013.

EVETTE, A. et al. Using ecological and biogeographical features to produce a typology of the plant species used in bioengineering for riverbank protection in europe. **River research and applications**, 2010.

FAO. **Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management**. Roma: Springer Netherlands, 2019.

FATTET, M. et al. Effects of vegetation type on soil resistance to erosion: Relationship between aggregate stability and shear strength. **Catena**, v. 87, n. 1, p. 60–69, 2011.

FERNANDES, C. L. F. et al. Distribution of pesticides in agricultural and urban soils of Brazil: A critical review. **Environmental Science: Processes and Impacts**, v. 22, n. 2, p. 256–270, 2020.

FERNANDES, J. P.; GUIOMAR, N. Simulating the stabilization effect of soil bioengineering interventions in Mediterranean environments using limit equilibrium stability models and combinations of plant species. **Ecological Engineering**, v. 88, p. 122–142, 2016.

FLORES, C. A. et al. **Zoneamento Edáfico de Culturas para o Município de Santa Maria – RS , Visando o Ordenamento Territorial**. Brasília: Embrapa Clima Temperado, 2015.

FOX, J. L.; BHATTARAI, S. P.; GYASI-AGYEI, Y. Evaluation of Different Seed Mixtures for Grass Establishment to Mitigate Soil Erosion on Steep Slopes of Railway Batters. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 137, n. 9, p. 624–631,

2011.

FRANKL, A. et al. The success of recent land management efforts to reduce soil erosion in northern France. **Geomorphology**, v. 303, p. 84–93, 2018.

FRANKL, A. et al. Gully prevention and control: Techniques, failures and effectiveness. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 46, n. 1, p. 220–238, 5 jan. 2021.

FREITAS, G. K. de; PIVELLO, V. R. A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. In: **O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação - Parque Estadual de Vassununga**. São Paulo: Secretária do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2005. p. 235–248.

GENET, M. et al. The influence of cellulose content on tensile strength in tree roots. **Plant and Soil**, v. 278, n. 1–2, p. 1–9, 2005.

GEORGE, E.; HORST, W. J.; NEUMANN, E. Adaptation of Plants to Adverse Chemical Soil Conditions. In: MARSCHNER, P. (Ed.). **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. 3. ed. [s.l.] Academic Press, 2012. p. 409–472.

GHESTEM, M. et al. A framework for identifying plant species to be used as “ecological engineers” for fixing soil on unstable slopes. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.

GILL, R. A. et al. Longevity and turnover of roots in the shortgrass steppe: Influence of diameter and depth. **Plant Ecology**, v. 159, n. 2, p. 241–251, 2002.

GRAY, DONALD H.; ROBBIN, S. **Biotechnical and soil bioengineering - Slope stabilization - A practical guide for erosion control**. New York, USA: John Wiley and Sons, Inc., 1996.

GRAY, D. **Influence of vegetation on the stability of slopes**. International Conference on the interaction of vegetation with natural and formed slopes. **Anais...**Oxford, UK: Telford, Thomas, 1995

GRIEBELER, A. M. et al. Morphophysiological responses of forest seedling species subjected to different water regimes. **Journal of Forestry Research**, 2020.

GUERRA, A. J. T. et al. Soil Erosion and Conservation in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 37, n. 1, p. 81–91, 2014a.

GUERRA, A. J. T. et al. The effects of biological geotextiles on gully stabilization in São Luís, Brazil. **Natural Hazards**, v. 75, n. 3, p. 2625–2636, 2014b.

GUERRA, A. J. T. et al. Slope Processes, Mass Movement and Soil Erosion: A Review. **Pedosphere**, v. 27, n. 1, p. 27–41, 2017.

GUERRA, A. J. T. et al. Gully erosion and land degradation in Brazil: A case study from Sao Luis municipality, Maranhao State. **Ravine Lands: Greening for Livelihood and Environmental Security**, p. 195–216, 2018.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S. DA; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. 11. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2020.

GUERRA, J. G. M. et al. Desempenho de Leguminosas Tropicais Perenes como Plantas de Cobertura do Solo. **Embrapa Agrobiologia**, p. 39, 2007.

GYSSSELS, G. et al. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: A review. **Progress in Physical Geography**, v. 29, n. 2, p. 189–217, 2005.

HAO, H. XIN et al. Erosion-reducing effects of plant roots during concentrated flow under contrasting textured soils. **Catena**, v. 203, n. August, p. 105378, 2021.

HERNANI, L. C. et al. A erosão e seu impacto. In: **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2002. p. 47–60.

HIGA, R. C. V. et al. Resistência e resiliência a geadas em Eucalyptus dunni Maiden plantados em Campo do Tenente, PR. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 40, p. 57–56, 2000.

HOLANDA, F. S. R.; ROCHA, I. P. da; OLIVEIRA, V. S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 570–575, 2008.

HUDEK, C. et al. Root morphology and biomechanical characteristics of high altitude alpine plant species and their potential application in soil stabilization. **Ecological Engineering**, v. 109, p. 228–239, 2017.

HUFFMAN, R. L. et al. **Soil and water conservation engineering**. 7th. ed. [s.l.] American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2013.

IVERSEN, C. M. et al. Advancing the use of minirhizotrons in wetlands. **Plant and Soil**, v. 352, n. 1–2, p. 23–39, 2012.

JANSSEN, P. et al. Soil bioengineering techniques enhance riparian habitat quality and multi-taxonomic diversity in the foothills of the Alps and Jura Mountains.

Ecological Engineering, v. 133, n. November 2018, p. 1–9, 2019.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO - JBRJ. **Lista de Espécies da flora do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

KALSNES, B.; CAPOBIANCO, V. **Nature-Based Solutions - Landslides Safety Measures**. [s.l.] Klima 2050 - SINTEF Community, 2019.

KATUWAL, S. et al. Effect of root density on erosion and erodibility of a loamy soil under simulated rain. **Soil Science**, v. 178, n. 1, p. 29–36, 2013.

KEESSTRA, S. et al. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 610–611, p. 997–1009, 2018.

KERVROËDAN, L. et al. Plant functional trait effects on runoff to design herbaceous hedges for soil erosion control. **Ecological Engineering**, v. 118, n. April, p. 143–151, 2018.

KETTENHUBER, P. L. W. et al. Plantas lenhosas com potencial biotécnico para uso em obras de engenharia natural no Brasil. **Ciência e Ambiente**, v. 46/47, p. 95–110, 2017.

KETTENHUBER, P. L. W.; DEWES, J. J.; SUTILI, F. J. Engenharia Natural para estabilização hidráulica do Rio Pardinho em Santa Cruz do Sul - RS. **Ciência e Ambiente**, v. 46/47, p. 111–130, 2017.

KINNELL, P. I. A. A review of the design and operation of runoff and soil loss plots. **Catena**, v. 145, p. 257–265, 2016.

KUMAR, P. et al. Science of the Total Environment Towards an operationalisation of nature-based solutions for natural hazards. **Science of the Total Environment**, v. 731, p. 138855, 2020.

LAL, R. Accelerated Soil erosion as a source of atmospheric CO₂. **Soil & Tillage Research**, v. 188, n. February 2018, p. 35–40, 2019.

LANNES, L. S. et al. Species richness both impedes and promotes alien plant invasions in the Brazilian Cerrado. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–9, 2020.

LEES, C. et al. Selecting plant traits for soil erosion control in grassed waterways under a changing climate: A growth room study. **European Journal of Soil Science**, n.

August, p. 1–17, 9 set. 2020.

LEMES, M. R. T. **REVISÃO DOS EFEITOS DA VEGETAÇÃO EM TALUDES**. 2001. 140 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.

LEMÕES, M. A. M. et al. O uso da planta *Sphagneticola trilobata* por agricultores acometidos de diabetes mellitus. **Revista de pesquisa: Cuidado é fundamental**, v. 4, n. 1, p. 2733–2739, 2012.

LEWIS, L. **Soil bioengineering An Alternative for Roadside-a Practical Guide**. San Dimas, Califórnia: United States Department of Agriculture, 2000.

LI, M. H.; EDDLEMAN, K. E. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods a biotechnical streambank stabilization design approach. **Landscape and Urban Planning**, v. 60, n. 4, p. 225–242, 2002.

LI, S. et al. Phosphate fertilizer enhancing soil erosion: effects and mechanisms in a variably charged soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 3, p. 863–873, 2018.

LI, Z.; FANG, H. Impacts of climate change on water erosion: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 163, p. 94–117, dez. 2016.

LIMA, J. A. de et al. Amendoim forrageiro (*Arachis pintoii* Krapov. & Gregory). **Boletim técnico UFLA**, p. 18, 2003.

LIRA-CABALLERO, V. G. et al. Morphometry of gullies and bioengineering for sediment retention in the Mixteca Region of Oaxaca, Mexico. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 20, n. 2, p. 289–300, 2020.

LÓPEZ-VICENTE, M. et al. Effectiveness of cover crops to reduce loss of soil organic matter in a rainfed vineyard. **Land**, v. 9, n. 7, p. 1–16, 2020.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2008.

LUZ, M. P. et al. The mitigation potential of buffer strips for reservoir sediment yields: The itumbiara hydroelectric power plant in Brazil. **Water (Switzerland)**, v. 8, n. 11, 2016.

LYONS, J.; TRIMBLE, S. W.; PAINE, L. K. Grass versus trees: Managing riparian areas to benefit streams of central North America. **Journal of the American Water**

Resources Association, v. 36, n. 4, p. 919–930, 2000.

MACEDO, T. M. **ConSORCIAÇÃO gramínea - leguminosa em pastejo intensivo: parâmetros de solo, planta e animal**. 2015. 86 p. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2015.

MAFFRA, C. R. B.; SUTILI, F. J. The use of soil bioengineering to overcome erosion problems in a pipeline river crossing in South America. **Innovative Infrastructure Solutions**, v. 5, n. 1, 2020.

MALDINI, M. et al. Screening of the topical anti-inflammatory activity of the bark of *Acacia cornigera* Willdenow, *Byrsonima crassifolia* Kunth, *Sweetia panamensis* Yakovlev and the leaves of *Sphagneticola trilobata* Hitchcock. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 122, n. 3, p. 430–433, 2009.

MAPA. **Registro Nacional de Cultivares - RNC**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/guia-de-servicos/registro-nacional-de-cultivares-rnc>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

MARIANO, D. P. **Efeito do coberto vegetal no reforço e na proteção de taludes**. 2015. 95 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geológica) - Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2015.

MARQUES, A. C. R. **Relação entre estratégias de crescimento, fotossíntese e uso de nitrogênio e fósforo por gramíneas forrageiras C4 nativas da América do Sul**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Maria, 2017.

MARQUES, A. C. R. et al. Phosphorus fractionation in grasses with different resource-acquisition characteristics in natural grasslands of South America. **Journal of Tropical Ecology**, v. 35, n. 5, p. 203–212, 2019.

MARQUES, A. C. R. et al. Interaction between growth strategies and phosphorus use efficiency in grasses from South America natural grasslands. **Revista Ceres**, v. 67, n. 1, p. 062–069, 2020a.

MARQUES, A. C. R. et al. Growth strategies as determinants of CO₂ sequestration and response to nitrogen fertilisation in C₄ grasses in South American natural grasslands. **Crop and Pasture Science**, v. 71, n. 8, p. 776–784, 2020b.

MARTIN, C. et al. Interrill erosion at disturbed alpine sites: Effects of plant functional diversity and vegetation cover. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 7, p. 619–626,

2010.

MCCORMACK, M. L.; GUO, D. Impacts of environmental factors on fine root lifespan. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, n. May, p. 1–11, 2014.

MEKONNEN, M. et al. Soil Conservation Through Sediment Trapping: A Review. **Land Degradation and Development**, v. 26, n. 6, p. 544–556, 2015.

MEKONNEN, M. et al. Sediment trapping with indigenous grass species showing differences in plant traits in northwest Ethiopia. **Catena**, v. 147, p. 755–763, 2016.

MENEGAZI, G.; PALMERI, F. **Il dimensionamento delle opere di ingegneria naturalística**. Roma: Direzione Regionale Infrastrutture, Ambiente e Politiche abitative – Regione Lazio, 2013.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 1, n. 3, p. 37–48, 2013.

MICKOVSKI, S. B.; VAN BEEK, L. P. H. Root morphology and effects on soil reinforcement and slope stability of young vetiver (*Vetiveria zizanioides*) plants grown in semi-arid climate. **Plant and Soil**, v. 324, n. 1, p. 43–56, 2009.

MIRANDA, E. M. DE; SAGGIN JÚNIOR, O. J.; SILVA, E. M. R. DA. **Amendoim Forrageiro: Importância, Usos e Manejo**. Seropédica, RJ. Embrapa Agrobiologia, , 2008.

MMA. **PROBIO Educação Ambiental**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2006.

MONDIN, C. A. **Levantamento da tribo Heliantheae Cass. (Asteraceae), sensu stricto, no Rio Grande do Sul, Brasil**. 2004. 353 p. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

MORAES, M. D.; MONTEIRO, R. A família Asteraceae na planície litorânea de Picinguaba, Ubatuba, São Paulo. **Hoehnea**, v. 33, n. 1, p. 41–78, 2006.

MOREIRA, H. J. da C.; BRAGANÇA, H. B. N. **Manual de identificação de plantas infestantes: Arroz**. São Paulo: FMC Agricultural Products, 2010a.

MOREIRA, H. J. da C.; BRAGANÇA, H. B. N. **Manual de identificação de plantas infestantes: Cultivos de verão**. Campinas: FMC Agricultural Products, 2010b.

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion and Conservation**. 3 ed. ed. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd, 2005.

MORGAN, R. P. C.; RICKSON, R. J. **Slope Stabilization and Erosion Control: a bioengineering approach**. Londres: E & FN Spon, 1995.

NABINGER, C.; DALL'AGNOL, M. **Guia para Reconhecimento de Espécies dos Campos Sulinos**. 2. ed. Brasília: Ibama, 2020.

NAIPAL, V. et al. Global soil organic carbon removal by water erosion under climate change and land use change during AD-1850-2005. **Biogeosciences**, v. 15, n. 14, p. 4459–4480, 2018.

NASCIMENTO, I. S. do et al. Aspectos qualitativos da forragem de amendoim forrageiro cv. Alqueire-1 sob manejo de corte e adubação PK. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 16, n. 1, p. 117–123, 2010.

NESSHÖVER, C. et al. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1215–1227, 2017.

NEVES, E. L. et al. Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, v. 6, n. 1, p. 24–29, 2006.

NORRIS, J. E. et al. Species selection for soil reinforcement and protection. In: NORRIS, J. E. et al. (Eds.). **Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions**. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2008. p. 167–210.

NOUWAKPO, S. K. et al. A review of concentrated flow erosion processes on rangelands: Fundamental understanding and knowledge gaps. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 2, p. 75–86, 2016.

NUNES, A. et al. Ecological restoration across the Mediterranean Basin as viewed by practitioners. **Science of the Total Environment**, v. 566–567, p. 722–732, 2016.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139–147, 2013.

PATRIGNANI, A.; OCHSNER, T. E. Canopeo: A powerful new tool for measuring fractional green canopy cover. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 6, p. 2312–2320, 2015.

PEIXOTO, M. R. **Plantas aquáticas e palustres pertencentes à ordem Caryophyllales ocorrentes no Recôncavo da Bahia**. 2012. 43 p. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

PEPE, G. et al. Application of bioengineering techniques as geo-hydrological risk mitigation measures in a highly valuable cultural landscape: Experiences from the Cinque Terre National Park (Italy). **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 20, p. 1–22, 2020.

PEREIRA, P. The impact of road and railway embankments on runoff and soil erosion in eastern Spain. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 12, n. 12, p. 12947–12985, 2015.

PÉRÈS, G. et al. Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in an experimental grassland plant diversity gradient. **Plant and Soil**, v. 373, n. 1–2, p. 285–299, 2013.

PETKOVSEK, G.; ROCA, M. Impact of Reservoir Operation on Sediment Deposition. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management**, v. 167, n. 10, p. 577–584, 2014.

PIRES, R. R.; CARMO JUNIOR, G. N. da R. Processos erosivos em rodovias: uma revisão sistemática sobre os métodos de previsão e monitoramento. **E&S Engineering and Science**, v. 7, n. 4, p. 2–23, 2018.

POESEN, J. et al. Gully erosion and environmental change: Importance and research needs. **Catena**, v. 50, n. 2–4, p. 91–133, 2003.

PUNETHA, P.; SAMANTA, M.; SARKAR, S. Bioengineering as an effective and ecofriendly soil slope stabilization method: A review. **Advances in Natural and Technological Hazards Research**, v. 50, p. 201–224, 2019.

QUADROS, F. L. F.; TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. A. A abordagem funcional da ecologia campestre como instrumento de pesquisa e apropriação do conhecimento pelos produtores rurais. In: PILLAR, V. P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p. 208–215.

QUINTON, J. N. et al. the impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling.

Nature geoscience, v. 3, p. 311–314, 2010.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A. Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 10, p. 3495–3500, 2007.

RAGGI, L. **Teor , composição química e atividade biológica de óleos voláteis de *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski e *Porophyllum ruderale* (Jacq.) Cass. (Asteraceae)** 2013. 147 p. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2013.

RENARD, K. G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington, DC: US Department of Agriculture–Agricultural Research Service, 1997.

REUBENS, B. et al. The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review. **Trees**, v. 21, p. 385–402, 2007.

REUBENS, B. et al. Tree species selection for land rehabilitation in Ethiopia: From fragmented knowledge to an integrated multi-criteria decision approach. **Agroforestry Systems**, v. 82, n. 3, p. 303–330, 2011.

REY, F. et al. Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 1210–1218, 2019.

REY, F.; BURYLO, M. Can bioengineering structures made of willow cuttings trap sediment in eroded marly gullies in a Mediterranean mountainous climate? **Geomorphology**, v. 204, p. 564–572, 2014.

RICHARDSON, M. L. et al. A review of the impact of pipelines and power lines on biodiversity and strategies for mitigation. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 8, p. 1801–1815, 2017.

RICHET, J.-B.; OUVRY, J.-F.; SAUNIER, M. The role of vegetative barriers such as fascines and dense shrub hedges in catchment management to reduce runoff and erosion effects: Experimental evidence of efficiency, and conditions of use. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 455–469, jun. 2017.

RICKSON, R. J. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments?

Science of The Total Environment, v. 468–469, p. 1187–1197, jan. 2014.

RINCÓN, C. A.; CUESTA, M. P. A.; PEREZ, B. R. ET AL. Maní forrajero perenne (*Arachis pintoii* Krapovickas e Gregory): Uma alternativa para ganaderos e agricultores. **Instituto Colombiano Agropecuário (Boletín Técnico, 219)**, p. 23, 1992.

ROCHA, R. A.; VALLS, J. F. M. Revista Brasileira de Biociências O gênero *Arachis* L. (Fabaceae) no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 15, n. 3, p. 99–118, 2017.

RORATO, D. G. et al. Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 3, p. 537–542, 2018.

SANTOS JUNIOR, J. DE D. G. dos et al. O Sistema minirhizotron no estudo da dinâmica de raízes. **Embrapa Cerrados**, v. 203, p. 24, 2007.

SCHERES, B.; SCHÜTTRUMPF, H. Investigating the Erosion Resistance of Different Vegetated Surfaces for Ecological Enhancement of Sea Dikes. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 8, n. 7, p. 519, 2020.

SCHIECHTL, H.; STERN, R. **Ground bioengineering techniques for slope protection and erosion control**. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd., 1996.

SCHMITT, K. et al. River bank stabilisation by bioengineering: potentials for ecological diversity. **Journal of Applied Water Engineering and Research**, v. 6, n. 4, p. 262–273, 2018.

SCHWIRKOWSKI, P. **Flora de São Bento do Sul - Santa Catarina - Brasil**. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/florasbs/asteraceae/margaridao>>. Acesso em: 12 mar. 2021.

SHILO, T. et al. Continuous non-destructive monitoring of *Cyperus rotundus* development using a minirhizotron. **Weed Research**, v. 53, n. 3, p. 164–168, 2013.

SIDLE, R. C. et al. Hydrogeomorphic processes affecting dryland gully erosion: Implications for modelling. **Progress in Physical Geography**, v. 43, n. 1, p. 46–64, 2019.

SILVA, A. P. DO N.; MELO, M. T. da S. **Análise do Histórico de Desenvolvimento de Modelos de Aparelho de Inderbitzen para a Confecção de Tabelas**

Comparativas. XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica O Futuro Sustentável do Brasil passa por Minas COBRAMSEG 2016. **Anais...2016.**

SILVA, I. C. B. da et al. Spatial variation of herbaceous cover species community in Cu-contaminated vineyards in Pampa biome. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 12, p. 13348–13359, 2020.

SILVA, V. et al. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1352–1359, 2017.

SIQUEIRA, A. G. et al. Monitoring Program of Reservoir Bank Erosion at Porto Primavera Dam, Parana River, SP/MS, Brazil. In: LOLLINO, G. et al. (Eds.). **Engineering Geology for Society and Territory: River Basins, Reservoir Sedimentation and Water Resources**. London: Springer International Publishing, 2015. v. 3p. 351–355.

SMITH, L. B.; WASSHAUSEN, D. C.; KLEIN, R. M. **Flora Ilustrada Catarinense: Gramíneas**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1982.

SOUSA, R. S.; MAFFRA, C. R. B.; SUTILI, F. J. Engenharia Natural para estabilização hidráulica de travessia dutoviária no Espírito Santo: Caso 1. **Ciência & Ambiente**, v. 46/47, p. 131–152, 2017.

SOUSA, R. S.; SUTILI, F. J. Aspectos técnicos das plantas em engenharia natural. **Ciência & Ambiente**, v. 46/47, p. 31–71, 2017.

SOUSA, S. et al. Engenharia natural: o uso e avaliação de plantas de uma perspectiva de engenharia. **Scientia vitae**, v. 9, n. 27, p. 1–13, 2020.

SOUZA, F. H. D. de; CAVALLARI, M. M.; GUSMÃO, M. R. Produção comercial de sementes de *Paspalum notatum* var. *notatum*. **Embrapa Pecuária Sudeste**, v. 136, p. 22, 2020.

SOUZA, F. O. de. **Asteraceae No Parque Estadual Da Ilha Do Cardoso, Cananéia, Sp**. 2007. 147 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2007.

STOKES, A. et al. Desirable Plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. **Plant and Soil**, v. 324, n. 1, p. 1–30, 2009.

STOKES, A. et al. Ecological mitigation of hillslope instability: Ten key issues facing researchers and practitioners. **Plant and Soil**, v. 377, p. 1–23, 2014.

SUTILI, F. J.; GAVASSONI, E. **Pesquisa e aplicação da Engenharia Natural no Brasil**. Fórum mundial de Cascais: Engenharia Natural e gestão do território - Novos desafios - II Congresso APENA - VII Congresso AEIP - VII Congresso EFIB. **Anais...**Cascais, Portugal: 2012

SUTILI, F. J.; GAVASSONI, E. The development of Soil Bioengineering as an analytical discipline. **Ciência & Ambiente**, v. 46/47, p. 5–31, 2017.

TAIZ, L. ET AL. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TALEMA, A. et al. Multi-criteria-based Plant Species Selection for Gully and Riverbank Stabilization in a Sub-humid Tropical Area. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 5, p. 1675–1686, 2017.

TARDÍO, G. et al. The Use of Bamboo for Erosion Control and Slope Stabilization: Soil Bioengineering Works. In: KHALIL, A. (Ed.). . **Bamboo - Current and Future Prospects**. [s.l.] IntechOpen, 2018.

TARDÍO, G.; MICKOVSKI, S. B. Implementation of eco-engineering design into existing slope stability design practices. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 138–147, 2016.

TEAM, R. C. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**, 2021.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

TESFAYE, M. A. et al. Selection of Tree Species and Soil Management for Simultaneous Fuelwood Production and Soil Rehabilitation. **Land Degradation & Development**, v. 26, p. 665–679, 2015.

THOMAZ, E. L. **Erosão do solo: teorias, métodos e perspectivas**. Curitiba: CRV, 2019.

TISSERANT, M. et al. Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. **Ecological Engineering**, v. 152, jun. 2020.

USDA. Soil Bioengineering for Upland Slope Protection. In: **Engineering Field handbook**. United States Department of Agriculture, 1992.

VAN BEEK, R. ET AL. Hillslope Process: Mass Wasting, Slope Stability and Erosion. In: NORRIS, J.E., STOKES, A., MICKOVSKI, S.B., CAMMERAAT, E., VAN BEEK, R., NICOLL, B.C., ACHIM, A. (Ed.). . **Slope Stability and Erosion Control: Ecotechnological Solutions**. Dordrecht, Netherlands: Springer Netherlands, 2008. p. 17–64.

VANNOPPEN, W. et al. A review of the mechanical effects of plant roots on concentrated flow erosion rates. **Earth-Science Reviews**, v. 150, p. 666–678, 2015.

VANNOPPEN, W. et al. Root properties of vegetation communities and their impact on the erosion resistance of river dikes. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 41, n. 14, p. 2038–2046, 2016.

VANNOPPEN, W. et al. How do root and soil characteristics affect the erosion-reducing potential of plant species? **Ecological Engineering**, v. 109, n. August, p. 186–195, 2017.

VENEKLAAS, E. J. ET AL. Opportunities for improving phosphorus-use efficiency in crop plants. **New Phytologist**, v. 195, n. 2, p. 306–320, 2012.

VENTURINI, J. A.; PINHEIRO, R. J. B.; NUMMER, A. V. **Avaliação do efeito da adição de raízes na erodibilidade de um solo arenoso através do ensaio de Inderbitzen**. X Seminário de Engenharia Geotécnica do Rio Grande do Sul GEORS 2019. **Anais...**2019.

VIANNA, V. F. et al. Bioengineering Techniques Adopted for Controlling Riverbanks' Superficial Erosion of the Simplício Hydroelectric Power Plant, Brazil. **Sustainability**, v. 12, n. 19, p. 7886, 24 set. 2020.

VON DER THANNEN, M. et al. Development of an environmental life cycle assessment model for soil bioengineering constructions. **European Journal of Environmental and Civil Engineering**, p. 1–15, 2017.

WANG, B. et al. Response of soil detachment capacity to plant root and soil properties in typical grasslands on the Loess Plateau. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 266, n. July, p. 68–75, 2018.

WANG, B.; ZHANG, G.-H. Quantifying the Binding and Bonding Effects of Plant Roots

on Soil Detachment by Overland Flow in 10 Typical Grasslands on the Loess Plateau. **Soil Science Society of America Journal**, v. 81, n. 6, p. 1567–1576, 2017.

WANG, X. et al. Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. **Catena**, v. 137, p. 256–268, 2016a.

WANG, Z. et al. Effects of root diameter, branch order, root depth, season and warming on root longevity in an alpine meadow. **Ecological Research**, v. 31, n. 5, p. 739–747, 2016b.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning**. Washington, DC: Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

WRIGHT, I. J. et al. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, v. 428, n. 6985, p. 821–827, abr. 2004.

YE, C. et al. The effect of Bahiagrass roots on soil erosion resistance of Aquults in subtropical China. **Geomorphology**, v. 285, p. 82–93, 2017.

ZAIMES, G. N. et al. New tools and approaches to promote soil and water bioengineering in the Mediterranean. **Science of the Total Environment**, v. 693, p. 133677, 2019.

ZEH, H. **Ingenieurbiologie Handbuch Bautypen**. Zurich: vdf Hochschulverl, 2007.

ZHANG, H. et al. Quantitative evaluation of soil anti-erodibility in riverbank slope remediated with nature-based soil bioengineering in Liaohe River, Northeast China. **Ecological Engineering**, v. 151, n. April, p. 105840, 2020.

ZHAO, C. et al. The Contribution of *Astragalus adsurgens* Roots and Canopy to Water Erosion Control in the Water–Wind Crisscrossed Erosion Region of the Loess Plateau, China. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 1, p. 265–273, 2017.

ZHU, H.; ZHANG, L. M. Field investigation of erosion resistance of common grass species for soil bioengineering in Hong Kong. **Acta Geotechnica**, v. 11, n. 5, p. 1047–1059, 2015.

ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 28, p. 65–86, 2008.

APÊNDICES

Apêndice A – Características funcionais, ecológicas, reprodutivas, socioeconômicas e culturais das espécies estudadas.

Espécie		<i>A. affinis</i>	<i>A. philoxeroides</i>	<i>A. pintoii</i>	<i>P. notatum</i>	<i>P. plicatulum</i>	<i>S. trilobata</i>	<i>T. diuretica</i>
Nome popular		Gramma-são-carlos	Perna-de-saracura	Amendoim-forrageiro	Gramma-forquilha, Gramma-batatais	Gramma-colchão	Vedélia, Margaridão	Trapoeraba-rósea
Tipo		gramínea	erva	erva	gramínea	gramínea	erva	erva
Hábito de crescimento		estolonífero	estolonífero, ereto ou ascendente	estolonífero	prostrado-ascendente	cespitoso	estolonífero	estolonífero
Distribuição geográfica		Regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e alguns Estados do Nordeste e Norte	Região Sul e alguns estados do Sudeste, Centro-Oeste, Nordeste e Norte	Ocorre naturalmente nos Estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais e foi introduzida nos demais Estados	Regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Estados da Bahia, Acre, Amapá e Pará	Regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Estados do Nordeste e Norte	Em todos os Estados do Brasil	Regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Estados do Nordeste e Norte
Reprodução	Seminal	seminal e vegetativa (divisão de rizomas ou estolões)	seminal e vegetativa (estolões ou estaquia)	seminal e vegetativa (estolões ou estaquia)	seminal e vegetativa (divisão de rizomas)	seminal e vegetativa (divisão de rizomas)	seminal e vegetativa (estolões ou estaquia)	seminal e vegetativa (estolões ou estaquia)
Tipo de solo	Drenado	+	-	+	+	+	+	-
	Úmido	+	++	+/-	+/-	+/-	+	++
Fertilidade do solo		+/- a +	-	- a +/-	-	-	-	-
Resposta a adubação		+ (N e P)	-	+ (P)	+ (N e P)	-	+	+/-
Altura		20 a 30 ¹ cm	29 ¹ a 80 cm	27 ¹ a 40 cm	15 a 46 ¹ cm	50 a 118 ¹ cm	35 ¹ a 80 cm	11 ¹ a 60 cm
Taxa de crescimento ²		+/-	+/-	++	++	+	+	++
Cobertura do solo		++	-	++	++	++	++	+/-
Densidade da copa		++	-	+	++	++	+	+

Espécie		<i>A. affinis</i>	<i>A. philoxeroides</i>	<i>A. pintoii</i>	<i>P. notatum</i>	<i>P. plicatulum</i>	<i>S. trilobata</i>	<i>T. diuretica</i>
Área foliar		+	-	++	++	++	+	+
Sistema radicular	Arquitetura	Fibrosa com maior % de raízes finas e enraizamento nos nós	Enraizamento nos nós, pivotante com elevada % de raízes muito finas	Denso enraizamento nos nós, pivotante com maior % de raízes finas	Fibrosa com maior % de raízes finas	Fibrosa com elevada % de raízes muito finas	Denso enraizamento nos nós com maior % de raízes finas	Denso enraizamento nos nós com maior % de raízes finas
	Profundidade	No mínimo até 80 cm, com 29% do CR até 20 cm	Raízes concentradas na camada superficial do solo	No mínimo até 80 cm, com 36% do CR até 20 cm	No mínimo até 80 cm, com 48% do CR até 20 cm	Possivelmente apresenta raízes no mínimo até 80 cm	No mínimo até 80 cm, com 28% do CR até 20 cm	Raízes concentradas na camada superficial do solo
Tolerância	Seca	+		+/-	+	+	+	
	Alagamento		++					++
	Frio	+		+/-	+	+	+/-	
	Acidez				+			
	Sombreamento			+			+	++
Produção de Biomassa ³		814 a 749 g/m ²		2269 a 605,5 g/m ²	1162 a 816 g/m ²	2942 a 2434 g/m ²	1598 a 604 g/m ²	
Potencial de controle da erosão	Erosão por salpico/laminar	++	-	++	++	++	++	+/-
	Erosão de Fluxo concentrado	+/-	+/-	+/-	++	++	+	+
Principais usos		FORAGEIRA GRAMADOS	Alimento para peixes	FORAGEIRA ORNAMENTAL Fixação biológica de N Sistemas agroflorestais e silvipastoris	FORAGEIRA GRAMADOS Cobertura do solo	FORAGEIRA Fitorremediação	Medicinal Melífera Ornamental	Comestível

¹Alturas médias verificadas nesse estudo; ²Valores registrados em experimento com adubação. ³Valores correspondem a avaliação realizada no final da primavera de 2019 e no início da primavera 2020. CR: Comprimento de raízes; Simbologia: (-) baixo; (+/-) mediano; (+) alto; (++) muito alto.