



**BARREIRAS DE CONTROLE DE EROSÃO NUMA PARCELA EM  
VITICULTURA REGENERATIVA: EFEITOS NA CONSERVAÇÃO  
DO SOLO E DA ÁGUA**

**Brenda Bueno de Almeida Marcelino**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do  
Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental*

Orientado por

**Prof. Doutor Tomás de Figueiredo**

**Bragança**

**2025**

## RESUMO

Este estudo teve como objetivo analisar a eficácia de barreiras de controle de erosão e os efeitos de práticas conservacionistas num sistema de viticultura regenerativa como uma estratégia para reduzir a perda de solo e melhorar as suas propriedades físicas e químicas. Foi estimada a perda de solo anual de acordo com a Equação Universal de Perda de Solo (USLE), recolhidos sedimentos em campo para determinar a taxa de exportação de partículas da parcela ao longo de um ano de estudo e avaliadas as propriedades físicas e químicas do solo e vegetação após o primeiro ano de aplicação de práticas conservacionistas. O solo foi classificado como franco-arenoso, com elevada pedregosidade e baixa erodibilidade, apresentando um fator K médio de  $0,008 \text{ t ha}^{-1}/(\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ h}^{-1})$ . O fator C médio anual (0,104) indicou uma redução aproximada de 75% do avaliado em vinhas sob gestão convencional. As barreiras físicas e vegetais mostraram-se eficazes na redução do comprimento da encosta com potencial de geração de escoamentos erosivos, na dissipação da energia do escoamento superficial e na retenção de sedimentos. A cobertura herbácea apresentou significativa produção de biomassa e teores de matéria orgânica (0,84 g/g de matéria seca) que podem contribuir para o aumento do carbono ativo do solo. Os sarmentos (ramos eliminados através da poda), embora atualmente removido do sistema, revelaram elevado potencial de aporte de carbono estável ao solo, caso sejam reintegrados ao campo. Em conjunto, os resultados obtidos sugerem que o manejo regenerativo adotado apresenta potencial para promover melhorias físicas e químicas do solo e reduzir as perdas por erosão, evidenciando-se como uma abordagem promissora para a viticultura sustentável em regiões de encosta.

**Palavras-chave:** erosão do solo; USLE; viticultura regenerativa; cobertura vegetal; barreiras físicas; agricultura de conservação.

## ABSTRACT

This study aimed to analyze the effectiveness of erosion control barriers and the effects of conservation practices in a regenerative viticulture system as a strategy to reduce soil loss and improve its physical and chemical properties. Annual soil loss was estimated using the Universal Soil Loss Equation (USLE), sediments were collected in the field to determine the particle export rate from the plot over a one-year study period, and soil and vegetation physical and chemical properties were evaluated after the first year of implementing conservation practices. The soil was classified as sandy loam, with high stoniness and low erodibility, showing an average K factor of  $0.008 \text{ t ha}^{-1}/(\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1} \text{ h}^{-1})$ . The average annual C factor (0.104) indicated an approximate 75% reduction compared to that observed in conventionally managed vineyards. Physical and vegetative barriers proved effective in reducing slope lengths with potential for generating erosive runoff, dissipating the energy of surface flow, and retaining sediments. The herbaceous cover exhibited significant biomass production and organic matter content (0.84 g/g of dry matter), which may contribute to increasing the active soil carbon. Although currently removed from the system, grapevine prunings showed a high potential for contributing stable carbon to the soil if reintegrated into the field. Overall, the results suggest that the adopted regenerative management has the potential to promote improvements in soil physical and chemical properties and reduce erosion losses, highlighting it as a promising approach for sustainable viticulture in hillside regions.

**Keywords:** soil erosion; USLE; regenerative viticulture; cover crops; physical barriers; conservation.

## ÍNDICE GERAL

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>3</b>
2.1 EROÇÃO DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS .....	3
2.2 VITICULTURA REGENERATIVA E A CONSERVAÇÃO DO SOLO .....	3
2.3 MÉTODOS DE CONTROLE DE EROÇÃO EM VINHEDOS.....	4
2.4 EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO .....	6
2.5 INDICADORES DE SAÚDE DO SOLO .....	7
2.6 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS.....	8
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>10</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	10
3.2 AVALIAÇÕES DE CAMPO .....	12
3.2.1 Instalação do dispositivo experimental.....	12
3.2.2 Coleta de amostras de solo.....	14
3.2.3 Coleta e avaliação de biomassa de cobertura e aérea da vinha.....	15
3.2.4 Avaliação da topografia do terreno.....	17
3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS .....	18
3.3.1 Determinação de propriedades físicas em amostras de solo não perturbadas .....	18
3.3.2 Tratamento das amostras de solo perturbadas .....	21
3.3.3 Tratamento das amostras vegetais .....	22
3.4 DADOS METEOROLÓGICOS .....	23
3.5 PARÂMETROS DA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO .....	23
3.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO.....	26
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>28</b>
4.1 ANÁLISES FÍSICAS DE SOLO .....	28

4.1.1	Métodos de determinação da percentagem de elementos grosseiros.....	32
4.2	ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLO.....	33
4.2.1	Potencial hidrogeniônico em água e condutividade elétrica.....	35
4.2.2	Matéria orgânica, carbono total, azoto total e relação carbono/azoto. ....	36
4.2.3	Capacidade de troca catiônica efetiva, soma de bases, acidez de troca e grau de saturação efetivo em bases.....	38
4.2.4	Sódio, potássio, cálcio e magnésio .....	40
4.2.5	Potássio e fósforo solúvel .....	41
4.3	AVALIAÇÃO DA VEGETAÇÃO .....	43
4.3.1	Análise química .....	43
4.3.2	Produção e potencial de cobertura vegetal .....	45
4.4	EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO (USLE) .....	47
4.4.1	Fator erosividade da chuva .....	47
4.4.2	Fator erodibilidade do solo .....	50
4.4.3	Fator topográfico.....	50
4.4.4	Fator cultural.....	52
4.4.5	Fator práticas conservacionistas .....	54
4.4.6	Exportação de sedimentos .....	54
4.4.7	Cálculo da perda média anual de solo .....	57
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>59</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>61</b>
	<b>ANEXO I.....</b>	<b>74</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do ensaio experimental. ....	10
Figura 2 – Imagem aérea da vinha após instalação do ensaio experimental. ....	11
Figura 3 – Construção das barreiras de erosão e das armadilhas de sedimentos.....	13
Figura 4 – Croqui do ensaio experimental na vinha.....	14
Figura 5 – Perfil da cobertura vegetal de verão ao longo da parcela.....	15
Figura 6 - Perfil da cobertura vegetal de inverno ao longo da parcela.....	16
Figura 7 – Dimensões amostradas das folhas.....	17
Figura 8 – Perfil longitudinal do terreno na área experimental.....	18
Figura 9 – Amostras de vegetação herbácea fresca e após secagem em estufa a 65°C. .	23
Figura 10 – Médias e desvios-padrão dos parâmetros Humidade, Porosidade Total e Microporosidade por transecto. ....	31
Figura 11- Análise comparativa entre amostras perturbadas e não-perturbadas colhidas na camada 0-5 cm com médias por transecto e correlação linear entre os métodos. ....	33
Figura 12 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros pH em água e condutividade elétrica.....	35
Figura 13 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros matéria orgânica, carbono total, azoto total e relação carbono/azoto. ....	36
Figura 14 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros capacidade de troca catiônica efetiva, soma de bases, acidez de troca e grau de saturação efetivo em bases. .....	38
Figura 15 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros sódio, potássio, cálcio e magnésio.....	40
Figura 16 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros potássio e fósforo solúvel.....	42
Figura 17 – Variação do grau de cobertura vegetal herbácea com produção de sua biomassa seca. ....	46
Figura 18 – EI30 acumulado, em percentagem, ao longo do ano de monitoramento. ...	49
Figura 19 – Comparação entre precipitação mensal registrada no ano de monitoramento e a última Normal Climatológica da região.....	49
Figura 20 – Variação do fator L com comprimento da encosta para cada tipo de distanciamento entre barreiras. ....	51

Figura 21 - Redução em percentagem do fator L para cada tratamento em relação ao controle. ....	52
Figura 22 – Variação dos parâmetros FC e RC ao longo do ciclo vegetativo e dos valores do fator C determinados. ....	52
Figura 23 – Perda de solo bruta relacionada à erosividade e à percentagem de cobertura do solo. ....	55
Figura 24 – Perda de solo bruta observada por tratamento no ano de monitorização....	56

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação da permeabilidade dos solos.....	20
Tabela 2 – Valor-p das Análises de Variância (fator único) para avaliação da homogeneidade da parcela experimental à nível de tratamentos e transectos a partir da avaliação de parâmetros físicos. ....	28
Tabela 3 – Médias e desvios-padrão dos parâmetros físicos analisados por transecto...	29
Tabela 4 – Valor-p das Análises de Variância (fator único) para avaliação da homogeneidade da parcela experimental à nível dos tratamentos em diferentes profundidades a partir da avaliação de parâmetros químicos.....	34
Tabela 5 – Resultados das análises químicas para folhas e engaço. ....	43
Tabela 6 – Produção de cobertura aérea da videira, cobertura herbácea e sarmento. ....	45
Tabela 7 – Resumo dos resultados relacionados ao fator erosividade.....	48
Tabela 8 – Caracterização da erosividade durante coletas de sedimentos.....	54
Tabela 9 – Perda de solo anual calculada pelo modelo e pela recolha de sedimentos na vinha. ....	57
Tabela 10 – Médias e desvios-padrão dos parâmetros químicos do solo por transecto.	74

## ÍNDICE DE SIGLAS E ABREVIATURAS

%CV	Porcentagem de Cobertura Vegetal
%EG	Porcentagem de Elementos Grosseiros
A	Estimativa da perda de solo anual pela USLE
ANOVA	Análise de Variância
B	Boro
C	Carbono
C/N	Relação Carbono/Azoto
Ca	Cálcio
CC	Capacidade de Campo
CE	Condutividade Elétrica
CMA	Capacidade Máxima para Água
CTCe	Capacidade de Troca Catiônica efetiva
Cu	Cobre
Dap	Densidade aparente
Dr	Densidade real
EG 0-5	Elementos Grosseiros na camada de 0 a 5 cm do solo
EG 5-20	Elementos Grosseiros na camada de 5 a 20 cm do solo
EI30 anual	Erosividade do ano
EI30 máximo	Maior valor de EI30 numa chuvada
FAO	Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura
Fator C	Fator cultural da USLE
Fator K	Fator erodibilidade do solo da USLE
Fator L	Fator comprimento da encosta da USLE
Fator LS	Fator topográfico da USLE
Fator P	Fator de práticas conservacionistas da USLE
Fator R/EI30	Fator erosividade da chuva da USLE
Fator S	Fator Declive da USLE
FC	Cobertura pela Cultura na linha de plantio
Fe	Ferro
GPS	Global Positioning System
Imáx	Intensidade máxima em 30 minutos
IQR	Intervalo Interquartil

k	Condutividade Hidráulica
K	Potássio
Keg	Fator erodibilidade considerando a presença de elementos grosseiros
Ktf	Fator erodibilidade para terra fina
MacroP	Macroporosidade
Mg	Magnésio
MicroP	Microporosidade
Mn	Manganês
MO	Matéria Orgânica
N	Azoto total
Na	Sódio
NPK	Nitrogênio, Fósforo e Potássio
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
Ptotal	Porosidade Total
RC	Cobertura por Resíduos na entrelinha
RUSLE	Equação Universal de Perda de Solo Revisada
S	Enxofre
SE	Serviços Ecológicos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SSSA	Soil Science Society of America
TFSA	Terra Fina Seca ao Ar
USLE	Equação Universal de Perda de Solo
valor-p	Valor de Probabilidade
WEPP	Water Erosion Prediction Project
Zn	Zinco
$\Sigma$ EC erosivas	Soma da Energia Cinética das chuvadas erosivas
$\Sigma$ EC total	Soma da Energia Cinética total
$\Sigma$ P erosivas	Soma das Precipitações de chuvadas erosivas
$\Sigma$ P total	Soma das Precipitações totais

## 1. INTRODUÇÃO

A viticultura mediterrânea é uma atividade agrícola de grande importância econômica e cultural, mas que enfrenta desafios ambientais cada vez mais complexos. Entre esses desafios, a erosão do solo se destaca como um problema crítico, especialmente em regiões com relevo acentuado e solos de estrutura frágeis. A perda de solo não só compromete a produtividade das vinhas, mas também afeta a qualidade dos ecossistemas circundantes, com impactos negativos sobre a biodiversidade e os recursos hídricos (Pires, 2023; Santos et al., 2020). Diante desse cenário, a adoção de práticas sustentáveis que promovam a conservação e a regeneração do solo torna-se essencial para garantir a viabilidade da viticultura no longo prazo.

A erosão hídrica, em particular, é um fenômeno que se intensifica em áreas onde o solo é exposto ao impacto direto das chuvas. Em vinhedos localizados em encostas, a combinação de declive, manejo inadequado e falta de cobertura vegetal pode levar a perdas significativas de solo e nutrientes, comprometendo a fertilidade e a estrutura do solo (Valle Júnior et al., 2010). Além disso, os sedimentos carregados pelo escoamento superficial podem contaminar rios e lagos, afetando a qualidade da água e os ecossistemas aquáticos (Santos & Sparovek, 2011). Para enfrentar esses problemas, estratégias como o uso de coberturas vegetais e barreiras físicas têm se mostrado eficazes, não apenas na redução da erosão, mas também na melhoria das propriedades do solo, como a retenção de água e o aumento da matéria orgânica (Marques et al., 2020; Queiroz et al., 2021).

Nos últimos anos, a viticultura regenerativa tem ganhado destaque como uma abordagem inovadora para enfrentar os desafios ambientais e econômicos da produção vitícola. Diferente das práticas convencionais, que muitas vezes priorizam a produtividade em detrimento da saúde do solo, a viticultura regenerativa busca integrar a produção agrícola com a conservação dos recursos naturais. Essa abordagem inclui práticas como o manejo de cultivos de cobertura, a construção de barreiras físicas e a promoção da biodiversidade, que não apenas protegem o solo, mas também aumentam a resiliência das vinhas a condições climáticas extremas (Andrés et al., 2022; O'Brien et al., 2025). Além disso, a viticultura regenerativa contribui para a captura de carbono, ajudando a mitigar os efeitos das mudanças climáticas (Villat, 2024).

Nesse contexto, a avaliação da eficácia de práticas conservacionistas, como o uso de barreiras físicas, torna-se fundamental. Essas estruturas, quando bem planejadas e

implementadas, podem reduzir significativamente a perda de solo, melhorar a infiltração de água e promover o aumento da matéria orgânica no solo (Lieskovský & Kenderessy, 2012; Abad et al., 2021). No entanto, para que essas práticas sejam eficazes, é necessário considerar as características locais, como o tipo de solo, a topografia e as condições climáticas. Além disso, a integração de ferramentas como a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) pode fornecer subsídios valiosos para o planejamento e a implementação de estratégias de manejo mais eficientes (Santos et al., 2020; Demarchi et al., 2019).

O objetivo geral deste trabalho é analisar a eficácia de barreiras de controle de erosão e os efeitos de práticas conservacionistas em um sistema de viticultura regenerativa como uma estratégia para reduzir a perda de solo e melhorar suas propriedades físicas e químicas. Para isso, pretende-se:

1. Quantificar a perda de solo em uma vinha sob diferentes tratamentos, avaliando os parâmetros de erosividade da chuva, erodibilidade do solo, comprimento e declive da encosta, cobertura do solo e práticas de manejo de acordo com o modelo da USLE;
2. Avaliar a eficácia de diferentes configurações de espaçamento entre barreiras físicas na redução da perda de solo, quantificando a exportação de sedimentos através da coleta em telas de captura instaladas na parcela experimental;
3. Analisar o impacto do primeiro ano da adoção de práticas conservacionistas na vinha, avaliando as qualidades física e química do solo e qualidade nutricional e de desenvolvimento da vegetação para identificar os indicadores iniciais de regeneração do sistema vitivinícola.

Esses objetivos buscam contribuir para o desenvolvimento de práticas de manejo sustentável que promovam a conservação do solo, a resiliência dos vinhedos e a sustentabilidade da produção vitícola em face dos desafios ambientais atuais. A integração de abordagens regenerativas e conservacionistas pode não apenas proteger os recursos naturais, mas também garantir a viabilidade econômica e ambiental da viticultura no longo prazo.

## **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 EROÇÃO DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS**

A erosão do solo é um fenômeno ambiental crítico que afeta diretamente a agricultura, especialmente em regiões onde predomina a erosão hídrica. Esse tipo de erosão é intensificado por práticas agrícolas inadequadas, como desmatamento e manejo intenso e incorreto do solo, que resultam na degradação da estrutura do solo e na perda de nutrientes essenciais para o cultivo (Pires, 2023; Santos et al., 2020).

A erosão laminar, comum em áreas agrícolas, ocorre quando o impacto das gotas de chuva desagrega partículas do solo, que são transportadas por escoamento superficial (Valle Júnior et al., 2010). A falta de cobertura vegetal, frequente em cultivos intensivos, agrava esse processo, levando a perdas significativas de solo, nutrientes e matéria orgânica, o que compromete a produtividade das vinhas (Silva et al., 2011; Oliveira et al., 2012). Além disso, a erosão do solo não apenas reduz a fertilidade, mas também contamina as águas superficiais, uma vez que os sedimentos transportam poluentes e nutrientes que podem prejudicar ecossistemas aquáticos (Santos & Sparovek, 2011).

Na viticultura, a erosão do solo representa um desafio crítico, exigindo a adoção de estratégias de manejo que considerem as características locais e práticas agrícolas sustentáveis para garantir a produtividade e a saúde do ecossistema (Pires, 2023; Nachtigall et al., 2020). A implementação de práticas conservacionistas, como cobertura do solo e mobilização segundo curvas de nível, é fundamental para mitigar os efeitos da erosão e promover a sustentabilidade na viticultura (Xavier et al., 2021; Ferreira et al., 2012). Estudos demonstram que técnicas de manejo adequadas podem reduzir significativamente as perdas de solo e melhorar a retenção de água e nutrientes, essenciais para o cultivo de uvas (Borges et al., 2014).

### **2.2 VITICULTURA REGENERATIVA E A CONSERVAÇÃO DO SOLO**

A viticultura regenerativa surge como uma abordagem inovadora para enfrentar os desafios ambientais e econômicos da indústria vitivinícola. Essa estratégia foca na regeneração do solo e da biodiversidade, melhorando a saúde das videiras e sua resistência a doenças e condições climáticas extremas. Práticas como o manejo de cultivos de cobertura têm demonstrado aumentar a saúde do solo e a resiliência dos vinhedos (Andrés et al., 2022; O'Brien et al., 2025; Bansal, 2024).

Um estudo de Andrés et al. (2022) mostrou que a viticultura regenerativa melhorou significativamente a biodiversidade do solo em vinhedos previamente manejados de forma intensiva. Esse aumento na biodiversidade beneficia toda a rede alimentar do solo, crucial para a saúde das videiras. Além disso, a viticultura regenerativa contribui para a adaptação às mudanças climáticas, promovendo a captura de carbono (Villat, 2024). Essa abordagem integra conceitos de ecologia e agroecologia, melhorando tanto a produtividade quanto os resultados ambientais, essenciais para mitigar os efeitos das mudanças climáticas (O'Brien et al., 2025).

A conservação do solo na viticultura mediterrânea é um tema de crescente importância, especialmente diante dos desafios da erosão e das mudanças climáticas. A cobertura vegetal tem se mostrado eficaz na redução da erosão, melhoria da qualidade do solo e manutenção da umidade (Serrano et al., 2015; Queiroz et al., 2021). Essas práticas não apenas protegem o solo, mas também aumentam a atividade microbológica e a fertilidade, criando um ambiente mais saudável para as videiras (Queiroz et al., 2021). A cobertura morta, por sua vez, retém umidade e mitiga variações térmicas, além de incrementar matéria orgânica no solo (Cândido & Silva, 2019).

A educação e a conscientização sobre a conservação do solo são fundamentais para a adoção bem-sucedida dessas práticas. Iniciativas que promovem a capacitação de agricultores e a troca de conhecimentos sobre manejo sustentável têm um impacto significativo na conservação do solo (Bispo et al., 2023). A adoção de práticas integradas e sustentáveis, como cobertura vegetal, sistemas agroflorestais e gestão eficiente da água, é essencial para garantir a saúde do solo e a sustentabilidade da produção vitícola.

### 2.3 MÉTODOS DE CONTROLE DE EROSIÃO EM VINHEDOS

As barreiras de erosão são cruciais para proteger o solo, especialmente em regiões montanhosas e com declives acentuados. A cobertura vegetal e barreiras físicas reduzem significativamente a perda de solo e preservam a qualidade do ambiente vitícola. Lieskovský e Kenderessy (2012) demonstraram que a cobertura vegetal melhora a infiltração de água e a estrutura do solo, reduzindo a erosão. Morgan (2005) reforça que a erosão do solo é um processo natural que pode ser exacerbado por práticas agrícolas inadequadas, mas pode ser mitigado através de técnicas de conservação eficazes, como o uso de cobertura vegetal e barreiras físicas.

Marques et al. (2020) relataram uma redução de 93% na perda de solo em vinhedos com cobertura permanente, destacando a eficácia dessa prática. Plantas como *Lolium perenne* promovem a biodiversidade e melhoram a estrutura do solo, além de competir com ervas daninhas, reduzindo a necessidade de herbicidas (Abad et al., 2021). Figueiredo (2015) demonstra que a erosão hídrica constitui o principal fator de degradação dos solos em viticultura de montanha na região do Douro, com perdas médias anuais que podem ultrapassar 30 t ha<sup>-1</sup> em vinhas descobertas, contrastando com valores inferiores a 5 t ha<sup>-1</sup> quando são aplicadas práticas conservacionistas, como coberturas vegetais e barreiras físicas de contenção. O trabalho do autor evidencia ainda que o manejo adequado da vegetação espontânea ou semeada é determinante para a estabilidade estrutural do solo, o aumento da infiltração e a redução do escoamento superficial, contribuindo simultaneamente para o sequestro de carbono e o incremento da matéria orgânica.

Mirás-Avalos et al. (2020), ao avaliarem práticas conservacionistas em vinhas de montanha na Galícia, observaram que o uso conjunto dessas medidas promove redução significativa do escoamento superficial e das perdas de solo, além de contribuir para a dissipação da energia cinética das chuvas e o aumento da infiltração. Além disso, destacam que a manutenção de uma cobertura viva contínua contribui para o aumento da matéria orgânica, melhoria da estrutura do solo e reforço dos serviços ecossistêmicos de regulação hídrica e conservação do solo. Resultados semelhantes foram reportados por Robichaud et al. (2008), que verificaram que barreiras instaladas em encostas são altamente eficazes na retenção de sedimentos e estabilização do terreno, embora apresentem variabilidade espacial de desempenho em função do relevo e da rugosidade superficial. Em conjunto, esses trabalhos reforçam o papel das barreiras e coberturas vegetais como estratégias complementares de conservação do solo, fundamentais para a sustentabilidade de sistemas vitícolas em regiões de forte declividade.

A gestão do solo também deve considerar a erosão e a dinâmica da água. Cerdà et al. (2017) indicaram que a plantação de vinhedos pode aumentar o escoamento superficial e a perda de solo, tornando essencial o manejo adequado da cobertura do solo e a construção de barreiras físicas, como terraços ou muros de contenção (Rodrigo-Comino et al., 2020). Figueiredo, Fonseca e Hernández (2020) analisaram os vinhedos em terraços da região do Douro, destacando a importância de uma gestão integrada do solo e da água

para minimizar a erosão e maximizar a sustentabilidade dos vinhedos em áreas de declive acentuado.

Em culturas permanentes, como olivais e vinhedos, a cobertura vegetal herbácea nas entrelinhas tem se mostrado uma prática eficaz no controle da erosão. Um estudo de Santos et al. (2023) demonstrou que a cobertura vegetal em olivais reduz significativamente a perda de solo e melhora a infiltração de água, resultados que podem ser extrapolados para vinhedos devido às semelhanças entre as culturas. A vegetação herbácea nas entrelinhas não apenas protege o solo da erosão, mas também promove a biodiversidade e a saúde do solo, reforçando a importância dessa prática em sistemas agrícolas sustentáveis.

Práticas que promovem a biodiversidade do solo, como culturas de cobertura e rotação de culturas, também melhoram a qualidade do vinho, aumentando compostos fenólicos e sólidos solúveis nas uvas (Guerra & Steenwerth, 2011; Giffard et al., 2022). A implementação de coberturas vegetais, cobertura morta e barreiras físicas são estratégias eficazes para mitigar a erosão e promover a saúde do solo, resultando em vinhedos mais produtivos e resilientes.

#### 2.4 EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO

A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978) e sua versão revisada (RUSLE) são amplamente utilizadas para modelar a erosão do solo, permitindo a quantificação das perdas e a identificação de áreas de risco (Santos et al., 2020; Demarchi et al., 2019). A USLE considera fatores como erosividade da chuva, erodibilidade do solo, topografia, cobertura do solo e práticas de manejo (Lopes et al., 2013; Gomes et al., 2018).

A USLE é expressa pela equação  $A = R \times K \times LS \times C \times P$ , onde A representa a perda de solo em toneladas por hectare por ano, R é o fator de erosividade da chuva, K é o fator de erodibilidade do solo, LS é o fator de comprimento e inclinação da encosta, C é o fator de cobertura e manejo do solo, e P é o fator de práticas de conservação (Wischmeier & Smith, 1978).

Estudos recentes têm explorado a aplicação da USLE em diferentes contextos ambientais, incluindo regiões de relevo acentuado e elevada variabilidade espacial. Lieskovský e Kenderessy (2012) aplicaram o modelo em áreas de baixa planície e de encosta na Eslováquia, utilizando técnicas de geoprocessamento e análise espacial para

estimar a perda de solo e identificar zonas de maior suscetibilidade à erosão. O estudo evidencia o potencial do uso integrado de dados geoespaciais e modelagem empírica para aprimorar a precisão das estimativas de erosão e apoiar o planejamento de práticas conservacionistas.

A USLE também tem sido adaptada para incluir fatores adicionais, como umidade do solo e cobertura vegetal, melhorando sua aplicabilidade em larga escala (Bagarello et al., 2020). Comparações com outros modelos, como o WEPP, revelam diferenças significativas na estimativa da taxa de erosão do solo, destacando a necessidade de escolher a ferramenta mais adequada para cada contexto (Figueiredo, 1990).

A USLE é fundamental para a gestão da erosão do solo, especialmente diante das preocupações com a degradação do solo e a segurança alimentar. A erosão não apenas reduz a fertilidade do solo, mas também contribui para a poluição da água e a perda de biodiversidade (Pimentel, 2006). Portanto, a aplicação eficaz da USLE é crucial para desenvolver estratégias de manejo sustentável que minimizem a erosão e promovam a conservação do solo.

## 2.5 INDICADORES DE SAÚDE DO SOLO

A saúde do solo é um conceito abrangente que se refere à capacidade do solo de desempenhar funções essenciais, como a manutenção da biodiversidade, a produção de alimentos e a regulação dos ciclos de nutrientes e água. A saúde do solo é influenciada por fatores como a presença de matéria orgânica, a estrutura física, a biodiversidade microbiana e as práticas de manejo (Vogel & Fey, 2016; Silva et al., 2020).

A matéria orgânica do solo é um indicador crucial da saúde do solo, melhorando sua estrutura, aumentando a retenção de água e fornecendo nutrientes essenciais. A adição de compostos orgânicos, como esterco e resíduos vegetais, tem mostrado resultados positivos na qualidade do solo e na saúde das culturas (Cantú et al., 2021; Bocaleti et al., 2021).

A estrutura física do solo também é fundamental. A compactação, resultante do tráfego de máquinas e práticas inadequadas, reduz a porosidade e a infiltração de água, prejudicando o crescimento das raízes (Viana et al., 2011; Lima et al., 2021). A biodiversidade do solo, incluindo microrganismos, desempenha um papel vital na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes (Coaracy et al., 2019; Souza et al., 2023).

Práticas de manejo sustentável, como rotação de culturas e uso de coberturas vegetais, são essenciais para promover a saúde do solo. Essas práticas aumentam a matéria orgânica, a biodiversidade e a retenção de água no solo, mitigando os impactos da erosão e da compactação (Bocaleti et al., 2021; Felix et al., 2019).

## 2.6 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Os serviços ecossistêmicos (SE) são os benefícios que as comunidades humanas obtêm dos ecossistemas, incluindo serviços de provisão (água, alimentos), regulação (clima, purificação da água), suporte (formação do solo, ciclagem de nutrientes) e culturais (recreação, valor espiritual) (Tavares et al., 2021; Santos et al., 2023; Vezzani, 2015). A Parceria Global para o Solo da FAO (2019) estabelece diretrizes voluntárias para a gestão sustentável do solo, destacando a importância da avaliação dos serviços ecossistêmicos como base para práticas de conservação e manejo adequado do solo. Essas diretrizes reforçam a necessidade de integrar a saúde do solo aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), especialmente no contexto agrícola.

No contexto da viticultura regenerativa, os SE desempenham um papel crucial ao promover a conservação do solo e da água, reforçando a resiliência dos agroecossistemas. A cobertura vegetal, por exemplo, contribui para a regulação do microclima, reduz a erosão e melhora a infiltração da água, enquanto a maior biodiversidade microbiana favorece a ciclagem de nutrientes e a formação de matéria orgânica, essenciais para a saúde do solo (Carvalho et al., 2021; Rodrigues et al., 2022). O protocolo de avaliação de serviços ecossistêmicos da FAO (2020) fornece uma estrutura metodológica para quantificar esses benefícios, auxiliando na tomada de decisões informadas para a gestão sustentável dos solos.

Métodos como a valoração de serviços de regulação hídrica em bacias hidrográficas auxiliam na quantificação dos benefícios da conservação, justificando investimentos em práticas regenerativas (Peixoto et al., 2016; Carvalho et al., 2021). Além disso, a implementação de políticas de pagamento por serviços ambientais (PSA) é uma estratégia eficaz para incentivar agricultores a adotarem práticas conservacionistas, promovendo a retenção de água e o sequestro de carbono nos vinhedos (Nogueira & Fonseca, 2024). Essas iniciativas não apenas beneficiam a produtividade agrícola, mas também fortalecem a sustentabilidade dos ecossistemas, alinhando a viticultura regenerativa aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (2015),

especialmente os ODS 2 (Fome Zero), 6 (Água Potável e Saneamento) e 15 (Vida Terrestre).

Dessa forma, a integração dos SE nas práticas de viticultura regenerativa potencializa a conservação do solo e da água, promovendo um equilíbrio entre produção agrícola e preservação ambiental.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

A área experimental localiza-se na aldeia de Parada, conselho de Bragança, zona de Trás-os-Montes, Portugal (Figura 1). Está inserida numa paisagem caracterizada pela presença de matos, pomares e vinhas, usos do solo típicos da envolvente da aldeia. De acordo com a Carta de Solos do Nordeste de Portugal, os solos dominantes nesta região são Leptosolos desenvolvidos sobre substrato xistoso, caracterizados por perfil pouco espesso, elevada pedregosidade e reduzida profundidade efetiva, os quais representam cerca de 70% da área do Nordeste de Portugal. Estas características edáficas condicionam fortemente a retenção hídrica, o desenvolvimento radicular e a suscetibilidade à erosão dos solos da região (Agroconsultores e Coba, 1991).

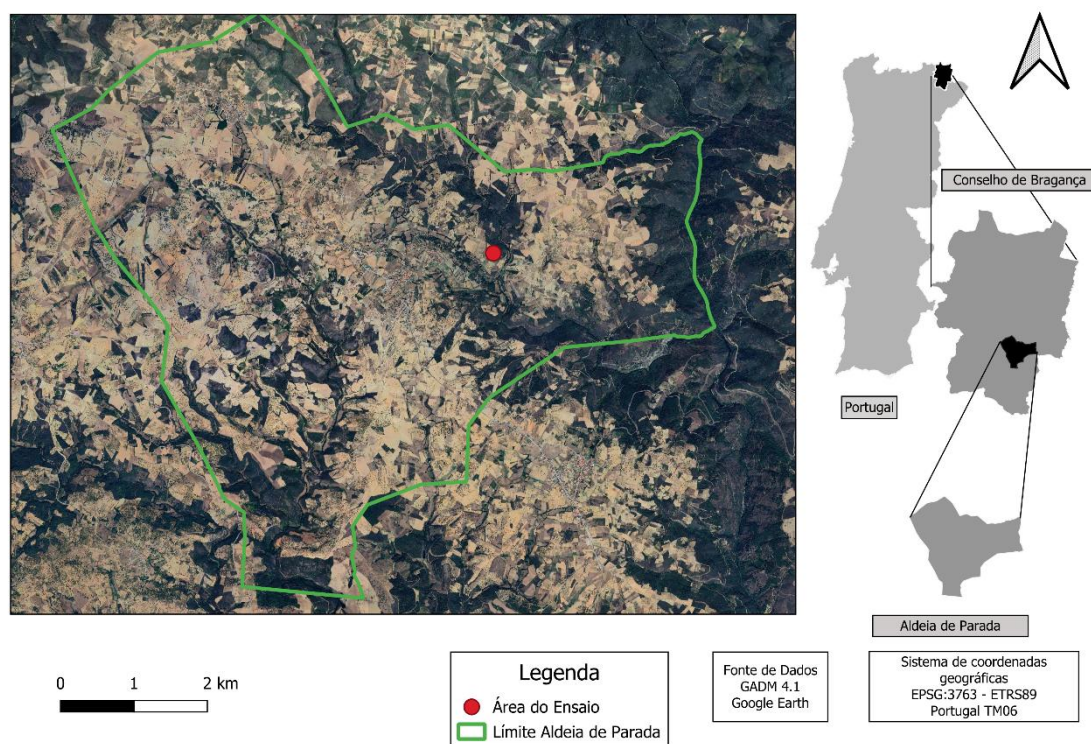


Figura 1 – Localização do ensaio experimental.

Segundo dados da Normal Climatológica de Bragança mais recente (1991-2020), a precipitação média anual na região é de 783,9 mm e a temperatura média diária do ar é de 12,9 °C (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, 2024). A região possui um clima Csb segundo classificação de Köppen, caracterizado por clima temperado com inverno chuvoso e verão seco e pouco quente (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, n.d).

A área experimental possui cerca de 138 metros de comprimento e 18 metros de largura, constituindo uma área de aproximadamente 2484 m<sup>2</sup>, altitude média de 680 metros e um declive de aproximadamente 14,5%, sendo localizada em zona de topo de encosta. O vinhedo é composto por 10 linhas de plantio, adotando um compasso de 2,0 × 0,9 m (2,0 m entre linhas e 0,9 m entre cepas), o que determina um total de 1513 plantas e densidade de plantação de 6092 plantas/ha.

Na Figura 2, apresenta-se a vista aérea do ensaio experimental, na qual se distinguem as telas de captura de sedimentos (retângulos pretos) instaladas na base da encosta e na extremidade inferior da imagem, bem como as barreiras de controlo de erosão (linhas castanhas transversais) dispostas nas entrelinhas do plantio. As barreiras foram instaladas com espaçamento progressivo de 10, 20, 30 e 60 m, em pares de entrelinhas consecutivas a iniciar do setor esquerdo da parcela e estendendo-se até à entrelinha de controlo, onde não há qualquer barreira e localiza-se na extremidade direita.



Figura 2 – Imagem aérea da vinha após instalação do ensaio experimental.

A implantação do vinhedo ocorreu no ano de 2017, em regime de sequeiro, precedida por um processo de ripagem a 0,8 m de profundidade em toda a área para a remoção da vegetação nativa, seguido de nivelamento do terreno com charrua, sem adição

de condicionadores orgânicos ao solo. As cultivares selecionadas foram Tinto Cão, Bastardo, Jean, Alvarelhão, Touriga Franca, Touriga Nacional e Baga, enxertadas sobre o porta-enxerto Paulsen 1103 (*Vitis berlandieri* x *Vitis rupestris*). O manejo do solo seguiu um sistema convencional, com operações de mobilização realizadas de uma a duas vezes ao ano e com incorporação de esterco no solo e adubação foliar com NPK todos os anos, além de aplicação de boro via solo ou foliar a cada dois anos.

Em 2024, iniciou-se um processo de regeneração natural do vinhedo, visando a melhoria da biodiversidade e da qualidade do solo. No final do inverno, foi realizada a semeadura de plantas de cobertura, incluindo *Avena sativa* (aveia), *Lolium multiflorum* (azevém), *Vicia villosa* (ervilhaca), *Trifolium spp.* (trevo) e *Ornithopus sativus* (serradela), na densidade de 40 kg/ha. O revolvimento do solo foi completamente interrompido, adotando-se apenas a roçada da vegetação espontânea de uma a duas vezes ao ano para controle da biomassa de cobertura.

Em relação aos estágios fenológicos do fruto, observou-se que, até a fase de floração, o ciclo vegetativo em 2024 apresentou um atraso aproximado de quatro semanas em comparação com os anos anteriores. Dessa forma, a saída das folhas ocorreu por volta da 19ª semana do ano, seguida pela formação de cachos visíveis na 21ª semana e pela floração na 24ª semana. A partir do estágio de alimpa, caracterizado pela queda das folhas basais senescentes e pela permanência da folhagem funcional da videira, o desenvolvimento fenológico retomou a cronologia usual, ocorrendo na 25ª semana do ano. Os estágios de bago de chumbo, correspondente à fase inicial de crescimento do fruto, com bagos de dimensões muito reduzidas, e de bago de ervilha, quando os bagos atingem tamanho semelhante ao de uma ervilha, tornando-se mais arredondados e facilmente distinguíveis, ocorreram de forma próxima no tempo em função da variabilidade entre castas. A maturação foi registrada na 34ª semana.

## 3.2 AVALIAÇÕES DE CAMPO

### 3.2.1 Instalação do dispositivo experimental

Em julho de 2024 foram implementadas barreiras de erosão em campo, utilizando um trator equipado com um arado. Inicialmente, foram abertos sulcos de aproximadamente 20 cm de profundidade, iniciando cerca de 2 metros acima da posição final de cada barreira. As barreiras foram moldadas com o auxílio de enxadas, de forma a abranger toda a entrelinha e posicionar-se perpendicularmente à direção do escoamento.

Para melhorar a estruturação das barreiras, foi realizada uma leve compactação manual, além da deposição de matéria vegetal seca, constituída por flor de castanheiro, selecionada exclusivamente por ser o material disponível na vinha no momento da instalação, não estando associada a um critério específico de desempenho ou funcionalidade do material.

As dimensões de cada barreira são de aproximadamente 152,5 x 45,0 x 21,0 cm (comprimento x largura x altura). Ao final de cada entrelinha, foram construídas armadilhas de sedimento com aproximadamente 100 cm de comprimento e 60 cm de profundidade, utilizando estacas de madeira, telas de retenção e braçadeiras de plástico, com o objetivo de capturar e quantificar o solo erodido ao longo do período de chuvas. A Figura 3 mostra imagens da construção e do resultado destes dois elementos.



Figura 3 – Construção das barreiras de erosão e das armadilhas de sedimentos.

Na Figura 4, apresenta-se o croqui do ensaio experimental, no qual estão indicados os diferentes espaçamentos escolhidos para a implementação das barreiras (10, 20, 30 e 60 m). Cada tratamento contou com duas repetições, além de uma linha de controle. Os transectos foram distribuídos em quatro posições distintas ao longo da encosta, identificados como A, B, C e D, permitindo avaliar o efeito das barreiras em diferentes condições da topografia.

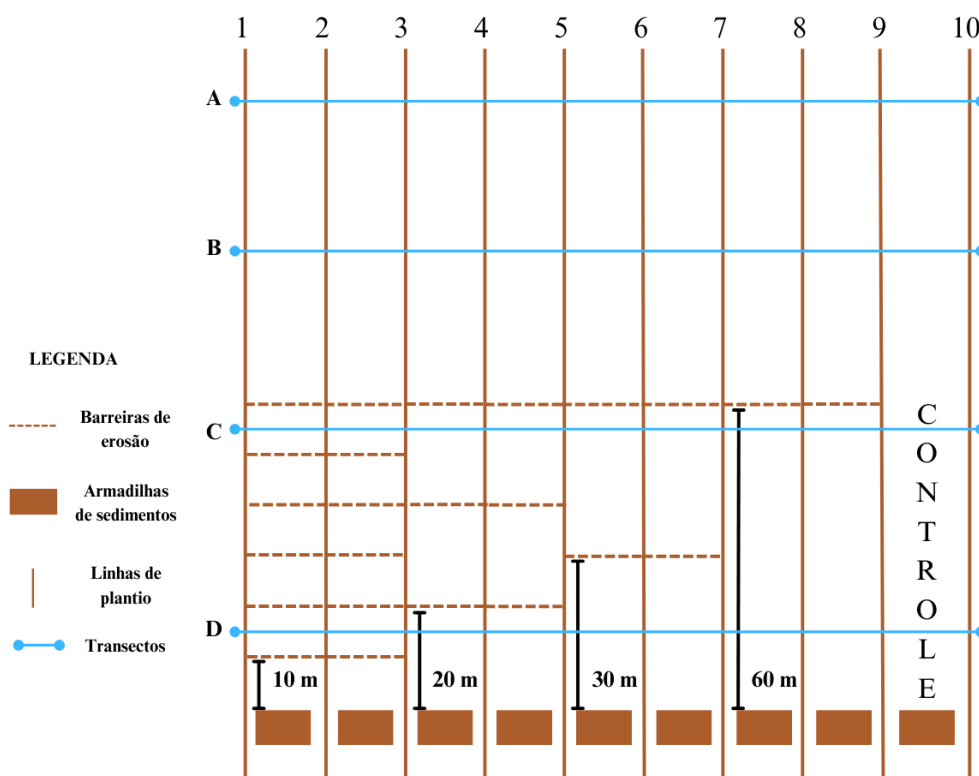


Figura 4 – Croqui do ensaio experimental na vinha.

Foram realizadas coletas dos sedimentos em datas determinadas, consequentes de períodos de precipitação significativa, em altura pluviométrica e intensidade. A coleta foi feita com auxílio de pincéis e espátulas e armazenadas em potes de plástico, onde posteriormente foram submetidos a secagem em estufa à 65°C por 48 horas. Após esse período foram pesados e separados de acordo com a natureza do sedimento, sendo classificados como solo, cascalho ou folhas. Ao todo foram realizadas 3 coletas, datadas em 08/11/2024, 15/01/2025 e 05/02/2025.

### 3.2.2 Coleta de amostras de solo

Em novembro de 2024, foram realizadas coletas de solo ao longo da parcela, com a seleção de 20 pontos de amostragem (5 tratamentos  $\times$  4 transectos) em duas profundidades (0–5 cm e 5–20 cm). Em cada ponto, foram coletadas amostras de solo não perturbado na superfície, utilizando dois anéis volumétricos metálicos biselados, com volume de 100 cm<sup>3</sup> (20 cm<sup>2</sup>  $\times$  5 cm). Além disso, foram coletadas aproximadamente 500 gramas de solo perturbado em cada uma das duas profundidades estudadas. Foi observada variação da coloração do solo à 9 cm de profundidade no transecto A e à 15 cm no transecto B. Nos transectos C e D, não foram observadas mudanças significativas na cor do solo até a profundidade máxima investigada de 20 cm.

### 3.2.3 Coleta e avaliação de biomassa de cobertura e aérea da vinha

Para a avaliação da vegetação de cobertura do solo, foram feitas duas amostragens em períodos diferentes, uma no início do verão e outra no fim do inverno (junho de 2024 e fevereiro de 2025), onde foram retiradas a biomassa ao longo da parcela em áreas de 0,5 m<sup>2</sup>. Foram realizadas coletas em 15 pontos de amostragem, divididas por três terços distintos da encosta (topo, meio e base) e em cada um dos tratamentos de barreiras aplicados. A biomassa foi pesada fresca em campo e posteriormente submetida a um processo de secagem em estufa a 65°C por 48 horas. Antes da extração, as amostras também foram fotografadas com o objetivo de realizar a estimativa visual da cobertura vegetal média, com base nas tabelas de referência de Dissmeyer e Foster (1980) (Figuras 5 e 6). Essa metodologia permitiu a determinação da taxa de cobertura vegetal da área, tanto em termos de peso quanto como em percentagem por estimativa visual. Além disso, foram identificados os grupos de plantas coletadas e a altura da maior planta de cada amostra.

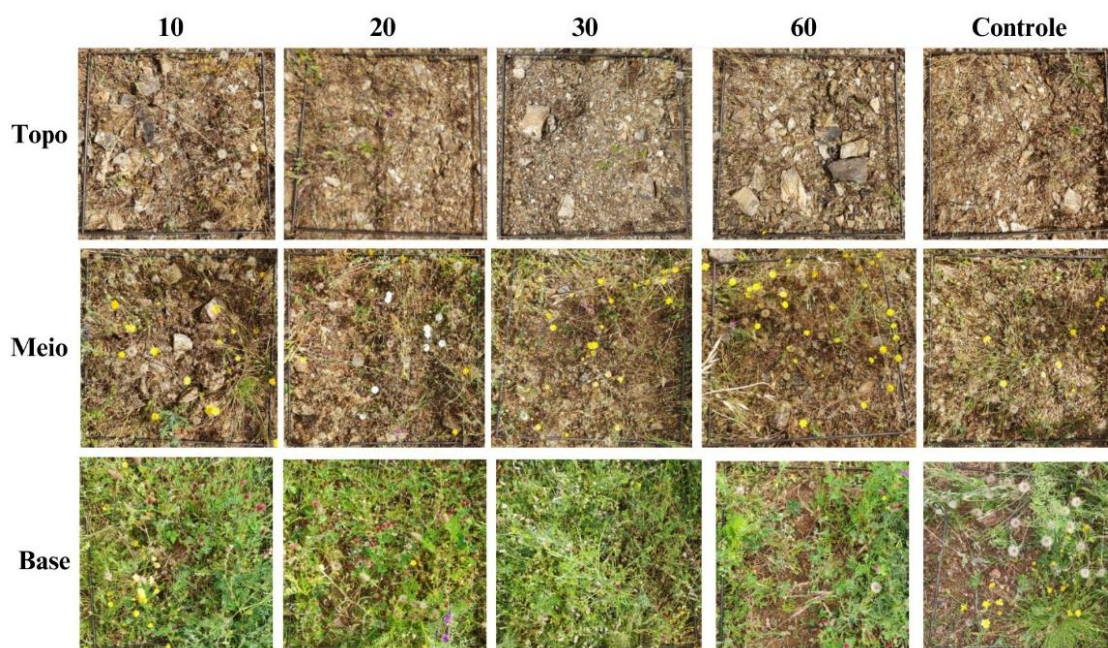


Figura 5 – Perfil da cobertura vegetal de verão ao longo da parcela.

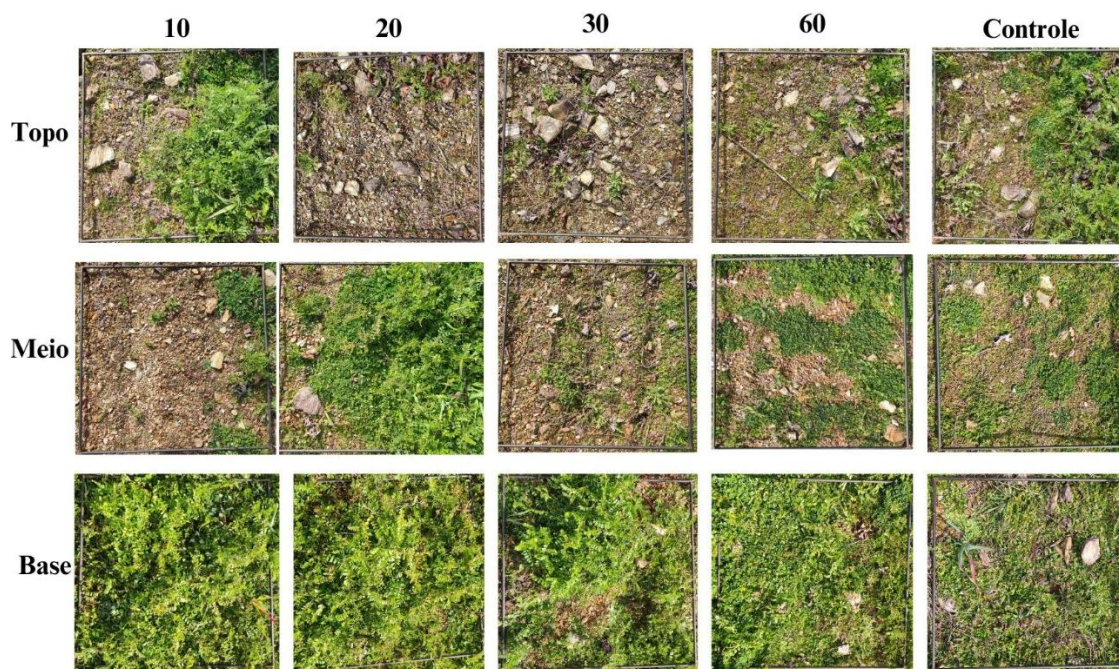


Figura 6 - Perfil da cobertura vegetal de inverno ao longo da parcela.

No outono, foram coletadas folhas de oito videiras selecionadas aleatoriamente, distribuídas entre os diferentes tratamentos da parcela experimental, com o objetivo de estimar a produção de biomassa aérea por videira. Em cada cepa, procedeu-se à colheita integral da folhagem, a qual foi seca em estufa a 65 °C e pesada para a determinação da biomassa total. De forma independente, para a realização das análises químicas, foram recolhidas folhas individuais ao longo de toda a parcela, de modo a obter uma amostra representativa do estado nutricional médio da vinha. Essas amostras foram posteriormente secas, moídas e analisadas, juntamente com amostras de engaço recolhidas durante a vindima.

Ao longo do ciclo vegetativo, foram mensuradas a altura e a largura da cobertura vegetal aérea, com o objetivo de avaliar sua influência, em diferentes estágios fenológicos da videira, na proteção da superfície do solo contra o impacto das gotas de chuva. Para isso, 10 cepas foram selecionadas aleatoriamente ao longo de toda a encosta, e a área foliar média foi determinada por meio desta amostragem, conforme ilustrado na Figura 7.

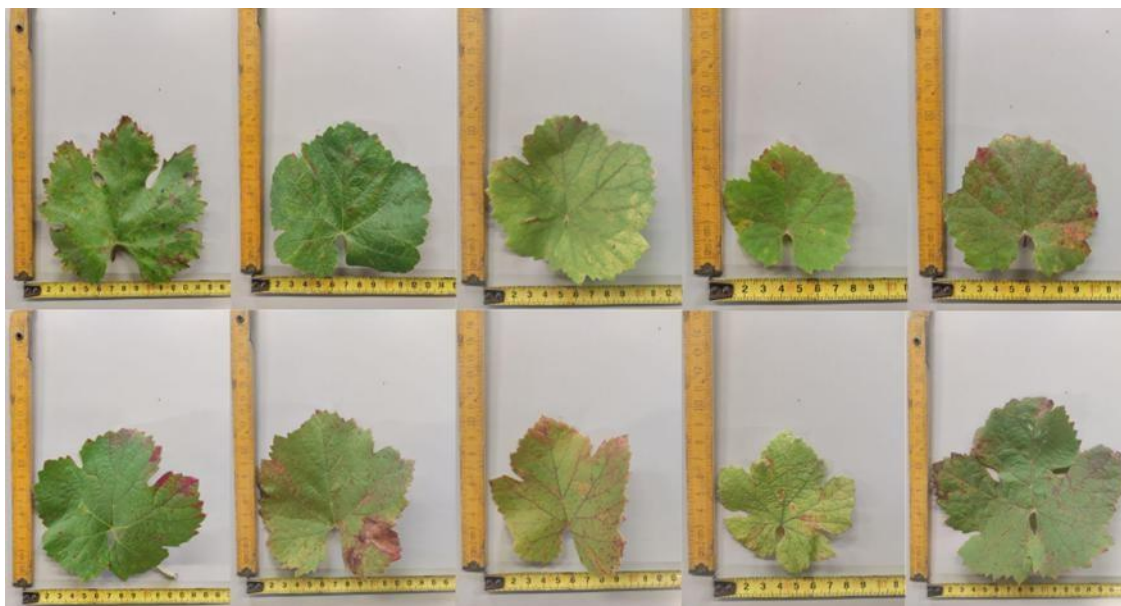


Figura 7 – Dimensões amostradas das folhas.

No momento da poda (fevereiro de 2025) foram coletadas quatro amostras de sarmento (ramos eliminados através da poda) de quatro vides aleatórias e representativas da parcela, do qual foi realizada a pesagem da biomassa húmida e seca, após 48h na estufa a 65 °C, para a estimativa da produção dessa fração na vinha. Além disso foram submetidas a análises laboratoriais para a determinação do teor de matéria orgânica.

#### 3.2.4 Avaliação da topografia do terreno

Em campo, com auxílio do GPS Trimble TDC650, foram coletados dados de altitude em 13 pontos na faixa central e ao longo da encosta, com o objetivo de caracterizar o declive médio da vinha. O equipamento utiliza tecnologia GNSS, compatível com os sistemas GPS, GLONASS, Galileo e BeiDou, garantindo alta precisão na aquisição dos dados. As coordenadas foram registradas no modo DGPS (Differential GPS), com um PDOP (Diluição da Precisão Posicional) variando entre 0,9 e 1,3 e um número de satélites entre 21 e 28, assegurando a qualidade dos posicionamentos. Ao final da coleta, os dados foram exportados em formato csv, contendo informações de latitude, longitude e altitude de cada ponto amostrado. Esses dados foram posteriormente processados no software Excel para a geração do perfil de declive, o qual está representado pela Figura 8.

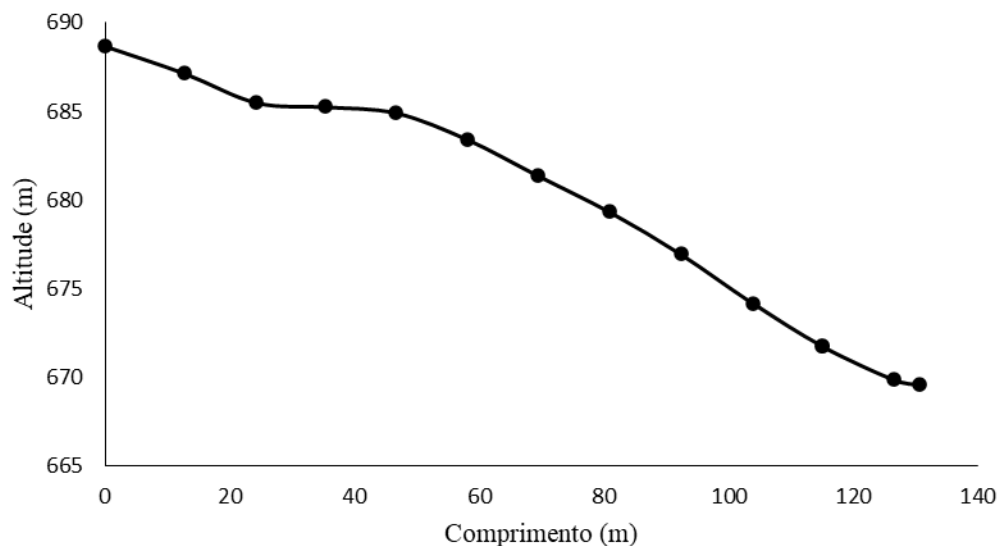


Figura 8 – Perfil longitudinal do terreno na área experimental.

### 3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

#### 3.3.1 Determinação de propriedades físicas em amostras de solo não perturbadas

A partir dos pares de cilindros de solo não perturbado coletados em cada ponto de amostragem, as análises foram realizadas no Laboratório de Física do Solo do Instituto Politécnico de Bragança. A primeira amostra de cada par foi utilizada para determinar a densidade aparente ( $D_{ap}$ ) e a umidade do solo no momento da coleta. Para isso, o solo húmido foi pesado imediatamente após a coleta ( $M_{solo\ húmido}$ ), do qual foi em seguida submetido ao procedimento de secagem em estufa a 105 °C por 48h para pesagem do solo seco ( $M_{solo\ seco}$ ). Para o cálculo das propriedades mencionadas foram utilizadas as Equações 1 e 2:

$$D_{ap} (g/cm^3) = \frac{M_{solo\ seco} (g)}{Volume\ do\ cilindro (cm^3)} \quad Eq. 1$$

$$Humidade (\%) = \frac{M_{solo\ húmido} (g) - M_{solo\ seco} (g)}{M_{solo\ seco} (g)} * 100 \quad Eq. 2$$

A segunda amostra foi submetida a um permeâmetro de circuito fechado e carga constante com intuito de determinar a condutividade hidráulica ( $k$ ), classe de permeabilidade,  $D_{ap}$ , densidade real ( $D_r$ ), capacidade de campo ( $CC$ ), capacidade máxima para água ( $CMA$ ), porosidade total ( $P_{total}$ ), microporosidade ( $MicroP$ ) e macroporosidade ( $MacroP$ )

Para isso, os anéis foram cuidadosamente limpos de forma a certificar-se de que continham o volume adequado de solo e não possuíam resíduos na parte externa. Em

seguida, os cilindros foram acoplados na armadura de suporte do equipamento adicionando-se uma gaze hidrófila e uma tampa de filtro na base não biselada que ficou voltada para baixo, garantindo assim, o fluxo descendente de água no solo, de forma a simular a situação natural. Foram utilizadas fita vedante e anéis de borracha para garantir que o sistema estava vedado e impedir a circulação de água por fora da massa de solo. As amostras foram saturadas por 48 horas e posteriormente o nível de água foi ajustado de forma a garantir o fluxo hidráulico por meio de sifões. As medições foram realizadas por quatro dias consecutivos, observando o tempo necessário para o fluxo de água que passa por cada amostra encher uma bureta de volume de 40 mL e anotando a altura do nível de água dentro e fora do cilindro.

Após a última medição, as amostras foram retiradas do permeâmetro e deixadas em repouso, sendo pesadas em três ocasiões: após 1 hora de drenagem; após 24 horas de drenagem e após terem sido levadas à estufa a 105°C por 48h para obtenção do peso seco. A condutividade hidráulica foi calculada com base na Lei de Darcy, utilizando a Equação 3:

$$k = \frac{V * L}{A * t * dH} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde,

k = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica (cm/h);

V = volume de água que flui através da amostra (ml = cm<sup>3</sup>);

L = Comprimento da amostra do solo (cm);

A = superfície da seção transversal da amostra (cm<sup>2</sup>);

t = tempo estabelecido para medição do volume (h);

dH = diferença de nível da água dentro e fora do cilindro da amostra (cm).

Com base nos valores de k foi possível determinar a classificação da permeabilidade do solo utilizando a Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação da permeabilidade dos solos.

Classe de Permeabilidade	k (cm/h)	Código
Muito rápida	$\geq 25,4$	1
Rápida	12,7 - 25,4	1
Moderadamente rápida	6,35 - 12,7	2
Moderada	2,00 - 6,35	3
Moderadamente lenta	0,50 - 2,00	4
Lenta	0,13 - 0,50	5
Muito lenta	$< 0,13$	6

Fonte: Natural Resources Conservation Service/United States Department of Agriculture.

A capacidade de campo e a capacidade máxima para água foram obtidas com base nas informações da massa do solo após 24h de drenagem ( $M_{solo\ 24h}$ ), a massa do solo saturado ( $M_{solo\ sat}$ ), após 1h de drenagem e a massa do solo seco ( $M_{solo\ seco}$ ), após 48h na estufa a 105 °C, segundo as Equações 4 e 5:

$$\%CC = \left( \frac{M_{solo\ 24h} - M_{solo\ seco}}{M_{solo\ seco}} \right) * 100 \quad \text{Eq. 4}$$

$$\%CMA = \left( \frac{M_{solo\ sat} - M_{solo\ seco}}{M_{solo\ seco}} \right) * 100 \quad \text{Eq. 5}$$

A porosidade total foi calculada utilizando a  $Dap$  e a CMA, de acordo com a Equação 6:

$$\%P_{total} = \%CMA * Dap \quad \text{Eq. 6}$$

A microporosidade foi calculada a partir do produto da CC e da  $Dap$ , conforme Equação 7:

$$\%MicroP = \%CC * Dap \quad \text{Eq. 7}$$

Já a macroporosidade foi determinada por diferença, como mostra a Equação 8:

$$\%MacroP = \%Pt - \%MicroP \quad \text{Eq. 8}$$

A densidade real foi obtida por dois métodos, primeiramente por calculo a partir da  $Dap$  e da  $P_{total}$ , segundo a Equação 9:

$$Dr = \frac{Dap}{(1 - P_{total})} \quad \text{Eq. 9}$$

Numa segunda ocasião, a *Dr* foi obtida por experimentação utilizando as amostras do ensaio de permeabilidade. Cada amostra foi disposta numa proveta de 500 mL e pesada (P1), em seguida foi adicionado solução do dispersante químico hexametáfosfato de sódio (3g/L) até ao menisco da proveta. O conjunto foi pesado (P2) e juntamente com a tara da proveta (P3) e o peso da proveta apenas com solução (P4) foi possível fazer cálculo através da Equação 10:

$$Dr = \frac{P1-P3}{P4-P3-P2-P1} \quad \text{Eq. 10}$$

A seguir, a amostra foi lavada num crivo de 2mm de diâmetro para a separação dos elementos grosseiros das partículas finas do solo e o procedimento foi repetido para a determinação da *Dr* apenas dos elementos grosseiros.

### 3.3.2 Tratamento das amostras de solo perturbadas

No Laboratório de Física do Solo do Instituto Politécnico de Bragança as amostras perturbadas foram submetidas a secagem ao ar por 14 dias. Em seguida foi conduzida a separação das frações grosseiras e finas do solo utilizando um agitador mecânico e crivo de 2 mm de diâmetro. Posteriormente foram realizadas análises de Humidade, Textura e percentagem de Elementos Grosseiros (%EG). Este último foi calculado dividindo a massa de elementos grosseiros (*Meg*) pela massa total da amostra (*Mtotal*) corrigida pelo teor de humidade, conforme Equação 11:

$$EG = \frac{Meg}{Mtotal*(1-Humidade)} \quad \text{Eq. 11}$$

A análise de textura seguiu o método da SSSA (Soil Science Society of America), onde foram pesadas inicialmente 20g de amostra de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) e transferida para um recipiente com tampa juntamente com 1g do dispersante químico hexametáfosfato de sódio e 200 mL de água destilada. A solução ficou em descanso por aproximadamente 12 horas para promover a dispersão química das partículas e em seguida foi levada a um agitador mecânico por 20 minutos. Posteriormente a solução foi filtrada num crivo de 0,212 mm para separação da fração areia grossa e o restante da solução foi transferido para uma proveta de 1L e foi completada com água destilada. As amostras foram homogeneizadas com uma vareta e cronometrou-se o tempo para amostragem da alíquota contendo argila e limo considerando a temperatura da solução para ajuste do tempo de decantação das partículas. Após 5h da primeira amostragem foi

retirada nova alíquota contendo apenas argila e as amostras foram levadas a estufa a 105 °C por 24h. Após a pesagem das amostras secas e cálculos por diferença, foi possível estimar a massa das frações argila, limo, areia grossa e areia fina do solo. O ensaio foi realizado em 4 amostras de solo compósitas da vinha e com a média dos resultados foi possível chegar a classificação da textura a partir do triângulo de classificação textural internacional.

Foram encaminhadas amostras de TFSA para análise química em laboratório externo certificado, onde foram realizadas as seguintes determinações: potencial hidrogeniônico (pH) em água por potenciometria, condutividade elétrica (CE) por condutimetria, carbono (C) por espectroscopia no infravermelho, matéria orgânica (MO) por gravimetria, azoto total (N) por condutividade térmica, potássio trocável (K), cálcio trocável (Ca), magnésio trocável (Mg) e sódio trocável (Na) por extração com acetato de amônio, acidez de troca por titulação potenciométrica, fósforo assimilável (P) por espectrofotometria molecular, além da saturação por acidez, capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe) e da relação C/N determinadas por cálculo.

### 3.3.3 Tratamento das amostras vegetais

Todas as amostras vegetais coletadas em campo foram tratadas em laboratório com pesagem húmida, pesagem seca (após 48h em estufa à 65 °C) e moagem (Figura 9). Nas amostras de cobertura vegetal e sarmento foram realizadas análise de matéria orgânica pelo método gravimétrico no Laboratório de Processos Químicos do Instituto Politécnico de Bragança. Para isso foi pesado cerca de 1g de amostra ( $M_i$ ) e levada à mufla numa temperatura de 550 °C por 6 horas. Uma nova pesagem foi realizada após esse procedimento ( $M_{550^\circ C}$ ) e o teor de matéria orgânica foi calculados a partir da Equação 12:

$$\%MO = \left( \frac{M_i - M_{550^\circ C}}{M_i} \right) * 100 \quad \text{Eq. 12}$$



Figura 9 – Amostras de vegetação herbácea fresca e após secagem em estufa a 65°C.

As amostras de folhas e engaço foram encaminhadas a um laboratório externo certificado para determinação dos seguintes nutrientes: azoto (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), cobre (Cu), manganês (Mn), zinco (Zn), enxofre (S) e boro (B).

#### 3.4 DADOS METEOROLÓGICOS

Os dados utilizados são propriedade da empresa onde decorreu o estudo e foram obtidos por meio de uma estação meteorológica própria, marca AGENSO e modelo AGIoT-0087, capaz de monitorar parâmetros climáticos como precipitação, temperatura, velocidade do vento, entre outros. O intervalo de registro foi de 30 minutos, com início em 17 de maio de 2024. O principal objetivo da coleta foi caracterizar o regime pluviométrico de modo a fornecer subsídios à análise de erosividade do talhão e comparar os resultados com a Normal Climatológica mais recente, a fim de verificar se o ano de monitoramento apresentou comportamento pluviométrico típico ou atípico em relação às condições médias da região.

#### 3.5 PARÂMETROS DA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO

O parâmetro R, conhecido como fator erosividade da chuva ou índice EI30 (MJ/ha.mm/h), é calculado considerando a energia cinética das gotas de chuva, que depende da intensidade e da quantidade de precipitação. O primeiro passo para chegar nesse valor é estimar a energia cinética, utilizando-se a Equação 13 (Wischmeier & Smith, 1978):

$$EC = P * (0,119 + 0,0873 * \log I) \quad \text{Eq. 13}$$

Onde,

EC: energia cinética (MJ/ha);

P: precipitação total da chuvada (mm)

I: intensidade da precipitação (mm/h).

A partir disso, calcula-se o índice de erosividade EI30 (Equação 14), que combina a energia cinética e a intensidade da precipitação e é utilizado para avaliar a agressividade das chuvas e a capacidade de transporte de partículas do solo, considerando os efeitos erosivos (Wischmeier & Smith, 1978).

$$EI30 = EC * I30 \quad \text{Eq. 14}$$

Onde,

EC: energia cinética (MJ/ha);

I30: intensidade máxima da precipitação (mm) durante 30 minutos de uma chuvada erosiva.

São consideradas chuvadas erosivas aquelas em que numa chuvada (separadas de um antecedente ou conseqüente de 6h) houver precipitação total maior que 12,7 mm e/ou intensidade de 30 minutos maior que 25,4 mm/h (Wischmeier & Smith, 1978).

Para a determinação do parâmetro K, chamado também de fator erodibilidade do solo, é necessário saber a textura do solo, o teor de matéria orgânica, estrutura e permeabilidade do solo. O cálculo é feito a partir da Equação 15 (Wischmeier & Smith, 1978):

$$100 * K = 2,1 * M^{1,14} * (10^{-4}) * (12 - a) + 3,25 * (b - 2) + 2,5 * (c - 3) \quad \text{Eq. 15}$$

Onde,

M: (% Limo + Areia muito fina) \* (100 - %Argila), segundo escala granulométrica da USDA;

a: % Matéria Orgânica (máximo de 4%); b: código de estrutura (1 a 4);

c: código de permeabilidade (1 a 6).

Após essa primeira estimativa que quantifica a erodibilidade da terra fina, é ainda necessário corrigir o valor encontrado para reduzir a erodibilidade causada pela presença

de elementos grosseiros no solo. Para isso, utilizou-se a Equação 16 (Wischmeier & Smith, 1978):

$$K_{eg} = K_{tf} * e^{-0,035 * \%EG} \quad \text{Eq. 16}$$

Onde,

$K_{eg}$ : valor corrigido pela presença de elementos grosseiros ((ton/ha)/(MJ/ha.mm/h));

$K_{tf}$ : fator K determinado para a terra fina do solo ((ton/ha)/(MJ/ha.mm/h));

$\%EG$ : percentagem de cobertura superficial do solo por elementos grosseiros.

Para chegar a uma percentagem de cobertura superficial do solo pelos elementos grosseiros foi necessário primeiro converter a percentagem de elementos grosseiros em massa, obtidos nas análises realizadas, para percentagem de elementos grosseiros em volume a partir da Equação 17 (Figueiredo, 2012):

$$\%EG_v = \frac{100 * \%EG_m}{\%EG_m + (100 - \%EG_m) * (D_r / D_{ap})} \quad \text{Eq. 17}$$

Onde,

$\%EG_v$ : percentagem de elementos grosseiros em volume;

$\%EG_m$ : percentagem de elementos grosseiros em massa;

$D_r$ : densidade real do solo;

$D_{ap}$ : densidade aparente do solo.

A seguir, a  $\%EG_v$  foi transformada em percentagem de cobertura do solo multiplicando o valor encontrado pelo fator de viés  $f = 0,781$  (Figueiredo, 2012).

O parâmetro LS compreende dois fatores: o comprimento da encosta (L) e o declive (S). Para calcular o efeito do comprimento do escoamento, utiliza-se o comprimento da encosta em metros ( $\lambda$ ) na Equação 18 (Wischmeier & Smith, 1978):

$$L = 0,213 * \lambda^{0,5} \quad \text{Eq. 18}$$

Para incluir o efeito do declive na erosão, basta usar ângulo de inclinação da encosta ( $\theta$ ) na Equação 19 (McCull et al, 1987):

$$S = 16,8 * \text{seno } \theta - 0,50 \quad \text{Eq. 19}$$

O parâmetro C, ou fator cultural é descrito pela Equação 20 (Wischmeier & Smith, 1978):

$$C = CC * SC = (1 - FC * e^{-0,34*H}) * e^{-3,5*RC} \quad \text{Eq. 20}$$

Onde,

CC: efeito da cultura (copas ou parte aérea);

SC: efeito da cobertura do solo (resíduos e vegetação rasteira);

FC: cobertura pela cultura (valor entre 0 e 1);

H: altura da cultura;

RC: cobertura por resíduos (valor entre 0 e 1).

O parâmetro P, ou fator de práticas conservacionistas é determinado considerando as práticas conservacionistas aplicadas e o declive do terreno. Os valores variam de 0 a 1, sendo 1 para áreas sem práticas conservacionistas e menores conforme aumenta a eficácia das técnicas de controle da erosão. Para este estudo, foi utilizado o valor de 1,0, para considerar o pior cenário possível neste caso.

De posse de todos os fatores mencionados, é possível chegar a uma estimativa da perda de solo anual (A) em ton/ha.ano representada pela equação 21 (Wischmeier & Smith, 1978):

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad \text{Eq. 21}$$

Onde,

R: fator erosividade da chuva ou índice EI30 (MJ/ha.mm/h);

K: fator erodibilidade do solo ((ton/ha)/(MJ/ha.mm/h));

LS: fator topográfico;

C: fator cultural;

P: fator de práticas conservacionistas.

### 3.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Foi realizada a estatística descritiva para todas as variáveis calculadas, bem como a análise de variância (ANOVA) ao nível de 5% de significância para comparação dos

tratamentos e transetos, sendo as médias comparadas pelo teste de Tukey. A identificação de outliers seguiu o método do intervalo interquartil (IQR), a partir da determinação do primeiro (percentil 25) e do terceiro quartil (percentil 75). O IQR foi calculado como a diferença entre esses dois quartis, e os limites para a detecção de outliers foram estabelecidos somando 1,5 vezes o IQR ao terceiro quartil, para o limite superior, e subtraindo 1,5 vezes o IQR do primeiro quartil, para o limite inferior. Valores situados fora desse intervalo foram considerados outliers e descartados. O tratamento estatístico e a elaboração dos gráficos para apresentação dos resultados foram realizados com o auxílio dos softwares R e Excel.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 ANÁLISES FÍSICAS DE SOLO

A homogeneidade da parcela experimental foi avaliada com base na significância estatística das diferenças entre os tratamentos (10, 20, 30, 60 e controle). Para tal, foram analisados os valores de probabilidade (valor-p) obtidos nas análises de variância para cada variável mensurada na profundidade de estudo em questão (0-5 cm). Adicionalmente, os valores de probabilidade dos transectos (A, B, C e D) também foram avaliados para definir a abordagem mais adequada para a interpretação e comparação dos resultados obtidos (Tabela 2).

Tabela 2 – Valor-p das Análises de Variância (fator único) para avaliação da homogeneidade da parcela experimental à nível de tratamentos e transectos a partir da avaliação de parâmetros físicos.

<b>Parâmetro</b>	<b>valor-p (Tratamentos)</b>	<b>valor-p (Transectos)</b>
Humidade (g/g)	0,571	0,024
Dap (g/cm <sup>3</sup> )	0,679	0,775
Dr total (g/cm <sup>3</sup> )	0,331	0,624
Dr EG (g/cm <sup>3</sup> )	0,359	0,928
EG 0-5 (g/g)	0,780	0,461
EG 5-20 (g/g)	0,115	0,277
Kinicial (cm/h)	0,878	0,142
Kfinal (cm/h)	0,919	0,211
CMA (g/g)	0,192	0,074
CC (g/g)	0,153	0,072
Ptotal (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0,904	0,028
MicroP (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0,836	0,023
MacroP (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0,791	0,270

Observou-se a ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos para todas as variáveis analisadas. Em relação aos transectos (A, B, C e D), diferenças significativas foram detectadas apenas em três parâmetros: humidade, porosidade total e microporosidade. Dessa forma, os resultados a seguir foram analisados em nível descritivo de médias e desvios-padrão (Tabela 3), com exceção dos três parâmetros mencionados, os quais foram submetidos a teste de comparação de médias.

Tabela 3 – Médias e desvios-padrão dos parâmetros físicos analisados por transecto.

	<b>Transectos</b>			
	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>
Humidade (g/g)	0,13 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,14 ± 0,02
Dap (g/cm <sup>3</sup> )	1,39 ± 0,15	1,39 ± 0,16	1,32 ± 0,11	1,34 ± 0,12
Dr total (g/cm <sup>3</sup> )	2,58 ± 0,08	2,51 ± 0,12	2,57 ± 0,07	2,53 ± 0,08
Dr EG (g/cm <sup>3</sup> )	2,68 ± 0,06	2,67 ± 0,15	2,72 ± 0,22	2,73 ± 0,09
EG 0-5 (g/g)	0,62 ± 0,05	0,59 ± 0,06	0,58 ± 0,04	0,63 ± 0,06
EG 5-20 (g/g)	0,59 ± 0,06	0,62 ± 0,03	0,63 ± 0,04	0,63 ± 0,03
k inicial (cm/h)	51,64 ± 6,86	34,37 ± 26,18	82,24 ± 44,97	66,82 ± 21,75
k final (cm/h)	43,56 ± 21,53	23,61 ± 18,95	58,64 ± 31,57	68,44 ± 49,99
CMA (g/g)	0,27 ± 0,02	0,29 ± 0,02	0,29 ± 0,02	0,27 ± 0,02
CC (g/g)	0,25 ± 0,01	0,27 ± 0,02	0,27 ± 0,02	0,25 ± 0,02
Ptotal (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0,38 ± 0,02	0,43 ± 0,03	0,40 ± 0,01	0,38 ± 0,03
MicroP (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0,36 ± 0,02	0,40 ± 0,03	0,38 ± 0,01	0,35 ± 0,03
MacroP (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01

A humidade do solo corresponde à humidade de campo determinada na data da colheita das amostras, que foi precedida por uma chuvada ocorrida três dias antes da amostragem e caracterizada por uma precipitação total de 2,9 mm, intensidade máxima de 2,4 mm/h. A temperatura média nesse período foi de 11,5 °C. Os valores determinados (0,13–0,15 g/g) indicam uma capacidade de retenção hídrica relativamente baixa, compatível com solos de textura franco-arenosa, típicos do norte de Portugal, onde a fração fina é limitada e a capacidade de armazenamento de água reduzida (Oliveira, 2001). A elevada proporção de elementos grosseiros e a reduzida profundidade efetiva do solo acentuam essa limitação, diminuindo o volume útil disponível à infiltração e retenção hídrica.

A densidade aparente (1,32–1,39 g/cm<sup>3</sup>) situa-se próxima aos limites em que podem ocorrer restrições ao crescimento radicular em solos franco-arenosos. Segundo o NRCS (2022), valores em torno de 1,4 g cm<sup>-3</sup> já reduzem a difusão de ar e água no solo, caracterizando um solo moderadamente compactado, condizente com o primeiro ano de manejo conservacionista, sem intervenções mecânicas intensas.

As densidades reais ( $2,51\text{--}2,58\text{ g/cm}^3$  no solo total e  $2,67\text{--}2,73\text{ g/cm}^3$  para a fração grosseira) aproximam-se dos valores típicos de materiais minerais siliciosos ( $\sim 2,65\text{ g/cm}^3$ ), evidenciando baixa presença de argila e matéria orgânica. Em solos com elevado teor de fragmentos, essa condição pode interferir na interpretação da densidade aparente, uma vez que a fração pedregosa não contribui para o armazenamento de água (Fonseca et al., 2016).

A proporção de elementos grosseiros nas camadas superficiais (0–5 cm:  $0,58\text{--}0,63\text{ g/g}$ ; 5–20 cm:  $0,59\text{--}0,63\text{ g/g}$ ) confirma a expressiva presença de fragmentos de rocha, que reduzem o volume de matriz ativa do solo, restringem a exploração radicular e limitam a capacidade de retenção de água e nutrientes. Essa condição afeta também a porosidade e a condutividade hidráulica, alterando o padrão de distribuição da água no perfil (Van Wesemael, Poesen & Figueiredo, 1995).

A condutividade hidráulica inicial ( $34,37\text{ -- }82,24\text{ cm/h}$ ) revela elevada taxa de infiltração de acordo com a Tabela 1, típica de solos mais arenosos e com alto teor de fragmentos de rocha, em que os interstícios entre partículas e fragmentos favorecem o fluxo inicial. No entanto, a redução observada na condutividade final ( $23,61\text{ -- }68,44\text{ cm/h}$ ) indica restrição progressiva à infiltração, resultante da saturação dos poros finos e da limitada macroporosidade (Carvalho & Lourenço, 2014).

Os valores de capacidade máxima de água ( $0,27\text{--}0,29\text{ g/g}$ ) e de capacidade de campo ( $0,25\text{--}0,27\text{ g/g}$ ) reforçam a limitação hídrica do solo. Em contextos mediterrânicos, solos franco-arenosos e delgados com alto teor de fragmentos apresentam reduzida fração fina e, conseqüentemente, menor volume de água disponível às plantas (Oliveira, 2001; Carvalho & Lourenço, 2014).

A porosidade total ( $0,38\text{--}0,43\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ) é dominada por microporos ( $0,35\text{--}0,40\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ), enquanto a macroporosidade ( $\approx 0,03\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ) é reduzida e bem abaixo do limite crítico de  $0,10\text{ m}^3/\text{m}^3$  estabelecido para o crescimento das plantas (Reichert et al., 2009). Assim, tanto a retenção de água quanto o escoamento preferencial estão fortemente limitados pela mineralogia do solo e condições de manejo.

O fato de o solo se encontrar no primeiro ano de manejo conservacionista, sem mobilização mecânica intensa, demonstra o início de um processo de estabilização estrutural. Práticas desse tipo tendem a melhorar gradualmente a infiltração e a conservação da estrutura (Carvalho & Lourenço, 2014). Contudo, as limitações impostas

pela própria natureza do solo, como a elevada pedregosidade, baixa profundidade e fração fina reduzida, restringem a capacidade de armazenamento e condicionam o potencial hídrico e agronómico.

De modo geral, os parâmetros físicos observados são coerentes com as características pedológicas das vinhas em encostas do Norte de Portugal, nomeadamente nas regiões de Trás-os-Montes e Douro, onde predominam perfis delgados sobre matriz granítica ou xistosa, com abundância de fragmentos grosseiros que reduzem a profundidade efetiva e a capacidade de retenção de água (Oliveira, 2001; Catarino et al., 2018; Agroconsultores & COBA, 1991). Essas condições alinhadas às práticas de manejo convencionais explicam a baixa capacidade de armazenamento hídrico, a predominância de poros finos e a elevada suscetibilidade do sistema a eventos de precipitação intensa e ao consequente escoamento superficial em terrenos de declive elevado.

A Figura 10 apresenta as médias e desvios-padrão dos parâmetros físicos que apresentaram diferenças estatísticas significativas entre transectos.

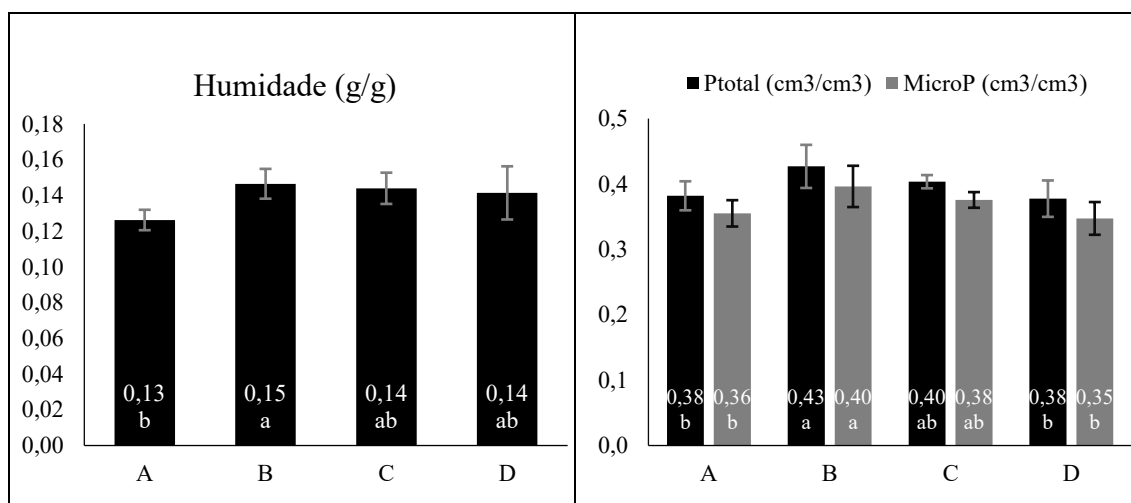


Figura 10 – Médias e desvios-padrão dos parâmetros Humidade, Porosidade Total e Microporosidade por transecto.

*Letras minúsculas diferentes no rótulo de dados indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos para um mesmo parâmetro com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).*

As médias de humidade variaram entre 0,13 g/g (transecto A, topo de encosta) e 0,15 g/g (transecto B, transecto intermediário). Os transectos intermediário (C) e inferior (D) apresentaram valores intermediários (0,14 g/g) e não diferiram estatisticamente nem

de A nem de B. Esse resultado indica variação moderada da humidade ao longo da encosta, com ligeiro aumento nas posições intermediárias e inferiores.

Os valores de porosidade total ( $P_{total}$ ) variaram de 0,38 a 0,43  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ , enquanto a microporosidade (MicroP) variou de 0,35 a 0,40  $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ . Observou-se diferença estatística significativa para os dois parâmetros e com mesma tendência, maior valor no transecto B, menores valores em A e D e valor intermediário que não difere dos demais no transecto C. A tendência observada para a porosidade total e a microporosidade foi semelhante à verificada para a humidade do solo, com maiores valores nas posições intermediárias da encosta. Esse comportamento indica que a estrutura física do solo e sua capacidade de retenção de água são mais favoráveis nessas posições, enquanto o topo e a base apresentam condições ligeiramente menos favoráveis à manutenção da humidade.

#### 4.1.1 Métodos de determinação da percentagem de elementos grosseiros

Foi determinada a percentagem de elementos grosseiros em massa por dois métodos: amostras não-perturbadas colhidas em cilindros de 100  $\text{cm}^3$  em superfície e amostras perturbadas colhidas nas duas profundidades de estudo. Posteriormente, procedeu-se à análise comparativa dos resultados entre os métodos.

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os valores obtidos nas camadas de 0–5 cm e 5–20 cm das amostras perturbadas, conforme indicado pelo valor- $p = 0,295$  na análise de variância ao nível de 5% de significância, nem entre os diferentes transectos (valor- $p = 0,520$ ). Esse resultado pode ser atribuído à mobilização intensa do solo decorrente da ripagem a 80 cm de profundidade realizada durante a implantação do vinhedo em 2017, destinada à remoção da vegetação herbácea, o que pode ter resultado na homogeneização dos elementos grosseiros na encosta, tanto em profundidade quanto ao longo de seu comprimento.

Foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os resultados de superfície das amostras perturbadas e não perturbadas. As médias por transecto e a relação entre os dois métodos são apresentadas na Figura 11.

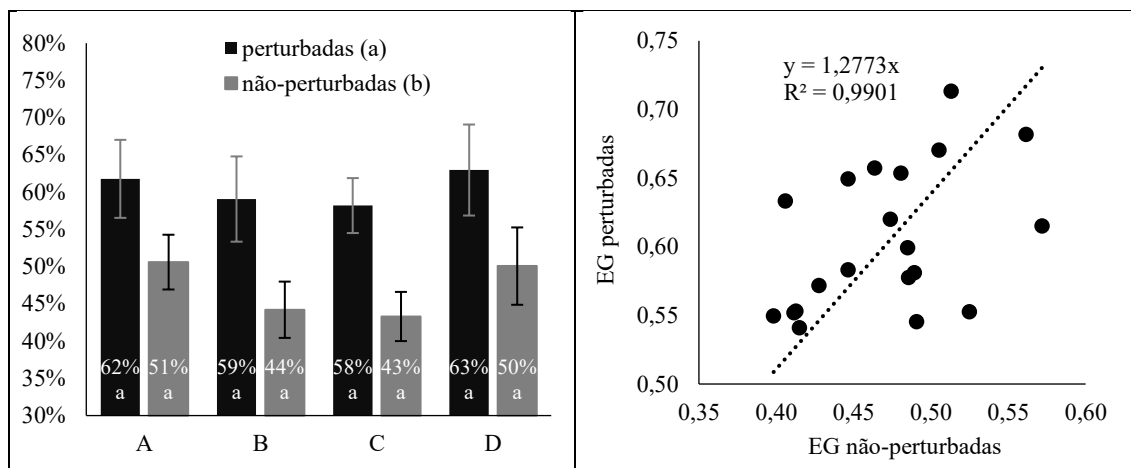


Figura 11- Análise comparativa entre amostras perturbadas e não-perturbadas colhidas na camada 0-5 cm com médias por transecto e correlação linear entre os métodos.

*Letras minúsculas iguais nos rótulos de dados não indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos de mesmo tipo de amostra e letras minúsculas diferentes na legenda indicam diferenças estatísticas significativas entre os tipos de amostra com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).*

A variação dos resultados decorre da limitação física do cilindro utilizado na coleta de amostras não perturbadas, que restringe a inclusão de elementos grosseiros, especialmente os de maior diâmetro. Em contraste, a coleta de amostras perturbadas permite uma representação mais completa dessa fração. Essa diferença é evidenciada pela variação média de 13,5% em massa, correspondendo a aproximadamente 1,3 vezes mais elementos grosseiros nas amostras perturbadas.

## 4.2 ANÁLISES QUÍMICAS DE SOLO

Assim como nas análises físicas, os dados dos parâmetros químicos passaram por um teste de homogeneidade da parcela experimental com base na significância estatística das diferenças entre os tratamentos (10, 20, 30, 60 e controle), considerando as duas profundidades de estudo em questão (0–5 cm e 5–20 cm). Para tal, foram analisados os valores de probabilidade obtidos nas análises de variância para cada variável mensurada, com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 4). A partir desses resultados, foi possível considerar os tratamentos como repetições nas análises subsequentes, permitindo uma avaliação mais detalhada das diferenças entre os transectos ao longo da encosta.

Tabela 4 – Valor-p das Análises de Variância (fator único) para avaliação da homogeneidade da parcela experimental à nível dos tratamentos em diferentes profundidades a partir da avaliação de parâmetros químicos.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor-p 0-5 cm</b>	<b>Valor-p 5-20 cm</b>
MO (g/kg)	0,704	0,697
C Total (g/kg)	0,175	0,507
N Total (g/kg)	0,265	0,000
Acidez de troca (cmol/kg)	0,286	0,304
Na (cmol/kg)	0,657	0,573
K (cmol/kg)	0,718	0,865
Ca (cmol/kg)	0,037	0,208
Mg (cmol/kg)	0,999	0,943
CTCe (cmol/kg)	0,076	0,598
K (mg/kg)	0,727	0,855
P solúvel (mg/kg)	0,005	0,086
Saturação por acidez (g/100g)	0,435	0,389
pH em água	0,053	0,277
Condutividade elétrica (dS/m)	0,017	0,295

Na profundidade de 0–5 cm, observou-se que para a maioria dos parâmetros houve ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos. Apenas três variáveis apresentaram valor-p < 0,05 (Cálcio, Fósforo solúvel e Condutividade elétrica), sugerindo heterogeneidade pontual nesta camada do solo para estes parâmetros. Apesar disso, o padrão geral indica um comportamento relativamente uniforme entre os tratamentos.

Na profundidade de 5–20 cm, os valores-p permaneceram majoritariamente acima de 0,05, com apenas uma exceção significativa (Azoto), indicando alta homogeneidade nesta faixa de solo. Tal resultado reforça a uniformidade da área experimental em profundidades maiores, reduzindo a influência de variabilidade espacial sobre os resultados dos tratamentos aplicados.

Dessa forma, os tratamentos foram assumidos como repetições nas análises de comparação de médias entre os transectos, assegurando uma avaliação consistente das

variações ao longo da encosta e reforçando a uniformidade experimental previamente verificada.

#### 4.2.1 Potencial hidrogeniônico em água e condutividade elétrica

A Figura 12 apresenta as médias e os desvios-padrão dos parâmetros pH em água e condutividade elétrica para os diferentes transectos, considerando as duas profundidades de amostragem, juntamente com os resultados da comparação de médias pelo teste de Tukey.

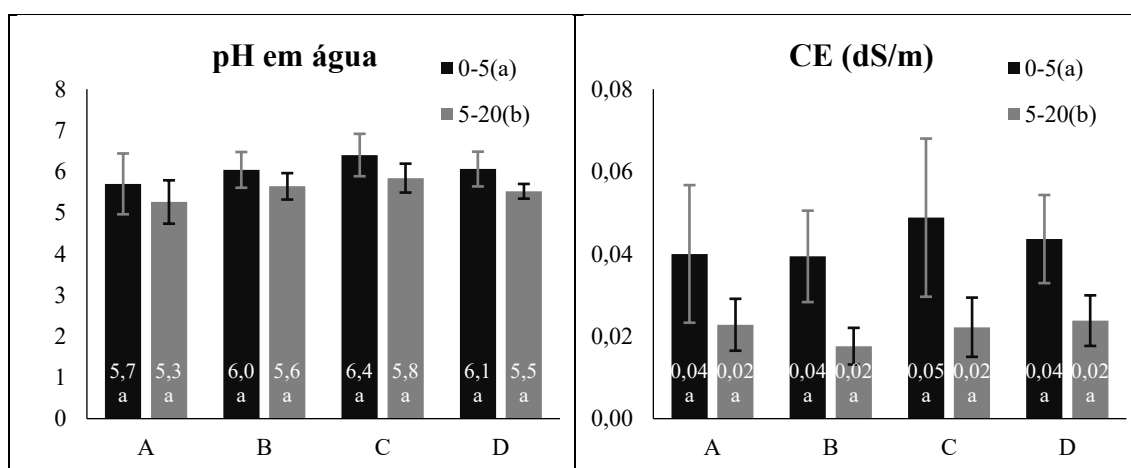


Figura 12 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros pH em água e condutividade elétrica.

*Letras minúsculas iguais no rótulo de dados não indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos de uma mesma profundidade e letras minúsculas diferentes na legenda indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).*

Os valores de pH variaram entre 5,3 e 6,4, indicando reação levemente ácida em todo o talhão. Não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre os transectos, no entanto, há diferenças entre as profundidades, sendo a camada mais superficial a que possui pH menos ácido (média de 6,0) e encontra-se no limite inferior da recomendação do Manual de Fertilização das Culturas (INIAV, 2006).

A condutividade elétrica apresentou valores muito baixos, variando de 0,02 a 0,05 dS/m, caracterizando solos não salinos (INIAV, 2006) em todos os transectos e profundidades. Assim como observado para o pH, não houve diferença estatística significativa entre os transectos, apenas entre as camadas de solo. Embora ligeiramente

menores em profundidade, as diferenças são pequenas e não indicam gradientes relevante de salinidade no perfil do solo.

Os resultados de pH e CE mostram uniformidade química ao longo da encosta, com solos levemente ácidos e de baixa condutividade elétrica. Essa estabilidade indica que a topografia não exerce influência sobre esses atributos nas condições avaliadas e que não há risco de salinização nem de acidificação acentuada em nenhuma das posições da vertente.

#### 4.2.2 Matéria orgânica, carbono total, azoto total e relação carbono/azoto.

A Figura 13 apresenta as médias e os desvios-padrão da matéria orgânica, carbono total, azoto total e relação carbono/azoto para os diferentes transectos, considerando as duas profundidades de amostragem, juntamente com os resultados da comparação de médias pelo teste de Tukey.

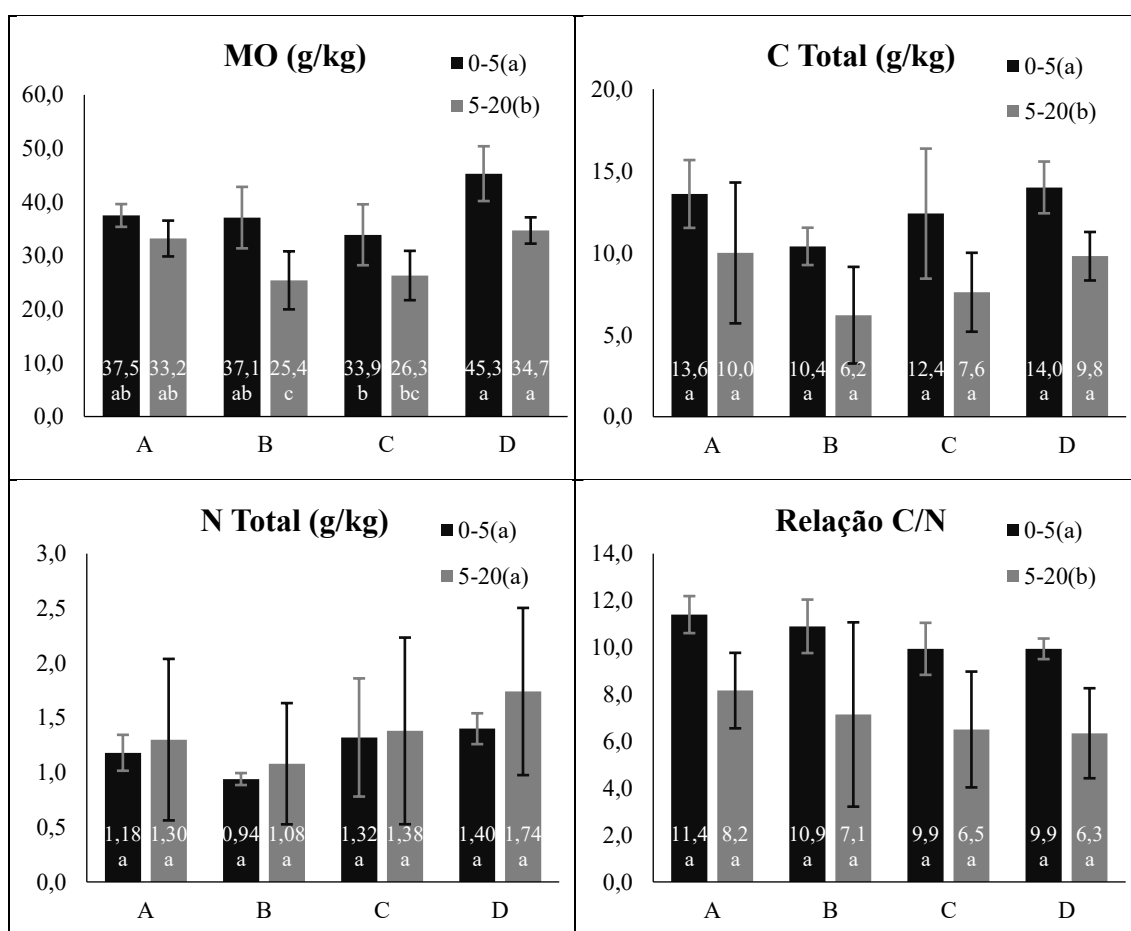


Figura 13 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros matéria orgânica, carbono total, azoto total e relação carbono/azoto.

*Letras minúsculas iguais no rótulo de dados não indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos de uma mesma profundidade e letras minúsculas diferentes na legenda indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).*

Os teores de matéria orgânica foram consistentemente mais elevados na camada superficial (0–5 cm) em comparação à subsuperficial (5–20 cm), em todos os transectos. Os valores encontram-se nas faixas de teor de MO média (1,6 a 3,0%), alta (3,1 e 4,5%) e muito alta (> 4,5%) para solos de textura grosseira (INIAV, 2006). Ao longo da encosta, observa-se uma tendência de acumulação de MO na base (transecto D), que apresentou o maior valor na camada superficial (45,3 g/kg). Esse padrão pode indicar a ocorrência de redistribuição de matéria orgânica ao longo da encosta por processos erosivos e deposicionais, que transportam material orgânico das partes mais elevadas para as mais baixas.

O carbono total apresentou comportamento semelhante ao da MO, com teores significativamente maiores na camada de 0–5 cm em todos os pontos. Os valores variaram de 10,4 a 14,0 g/kg na superfície, com redução para 6,2 a 10,0 g/kg na camada de 5–20 cm. Ao longo da parcela, o maior valor de carbono também foi observado no transecto D (14,0 g/kg na camada superficial), embora não haja diferenças significativas entre transectos, reforçando a hipótese de acumulação de material orgânico na base da encosta.

Em relação ao azoto total, não foram observadas diferenças significativas entre as profundidades e nem entre os transectos, com valores variando de 0,94 a 1,74 g/kg. Esse comportamento indica uma distribuição mais homogênea do azoto ao longo do perfil do solo, possivelmente em função da sua incorporação em formas mais estáveis da matéria orgânica ou devido à mobilidade relativa do nutriente no solo (Brady & Weil, 2016; Christensen, 2002). O transecto D apresentou o maior valor de N nas camadas de 0-5 cm (1,40 g/kg) e de 5–20 cm (1,74 g/kg), o que pode estar relacionado à acumulação de material orgânico rico em azoto na base da encosta.

A relação C/N foi significativamente maior na camada superficial e não apresentou diferenças entre transectos. Essa relação variou de 9,9 a 11,4 na superfície, decrescendo para 6,3 a 8,2 na camada subsuperficial. Dessa forma, a libertação expectável de azoto pela matéria orgânica do solo passa de média (8 a 12) para forte (< 8) com o aumento da profundidade (INIAV, 2006).

#### 4.2.3 Capacidade de troca catiônica efetiva, soma de bases, acidez de troca e grau de saturação efetivo em bases

A Figura 14 apresenta as médias e os desvios-padrão dos parâmetros capacidade de troca catiônica efetiva, soma de bases, acidez de troca e grau de saturação efetivo em bases para os diferentes transectos, considerando as duas profundidades de amostragem, juntamente com os resultados da comparação de médias pelo teste de Tukey.

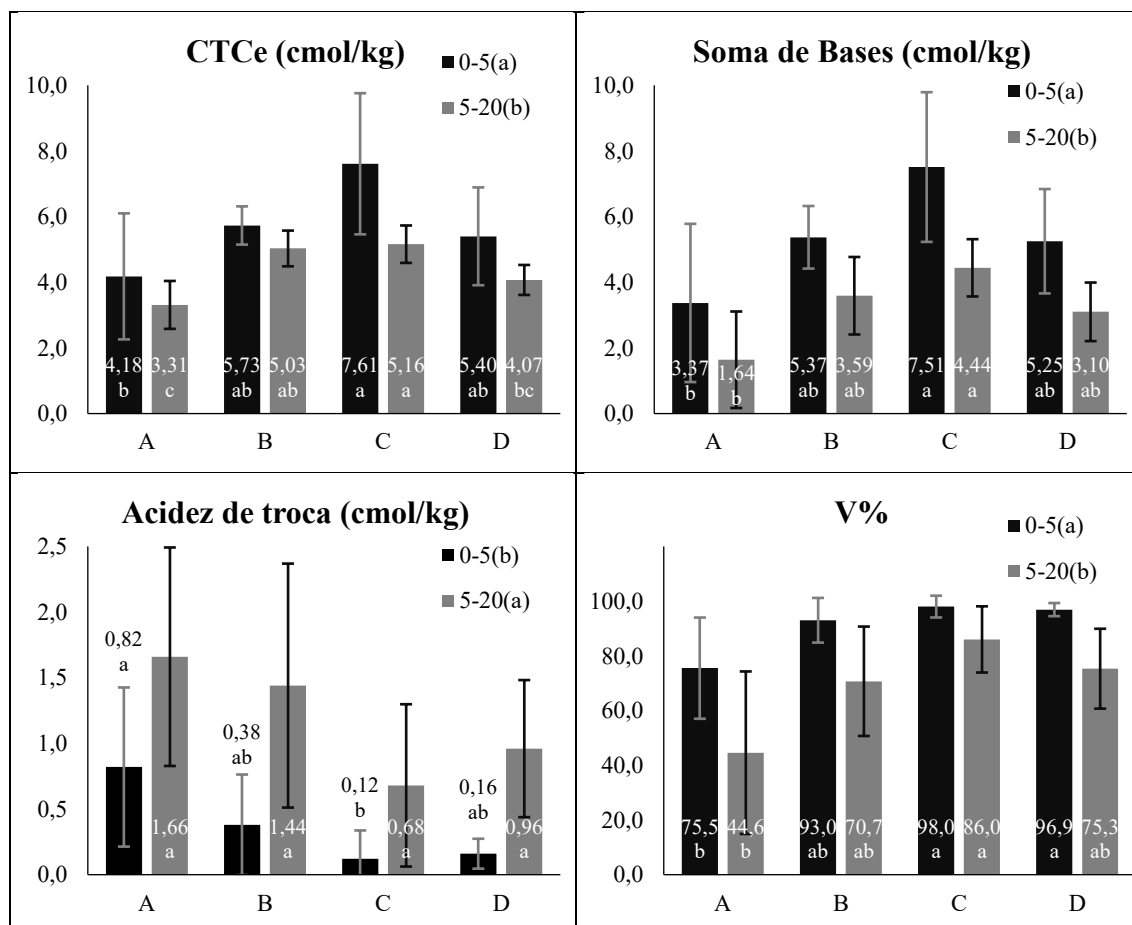


Figura 14 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros capacidade de troca catiônica efetiva, soma de bases, acidez de troca e grau de saturação efetivo em bases.

*Letras minúsculas diferentes nos rótulos de dados indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos de uma mesma profundidade e letras minúsculas diferentes na legenda indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).*

A CTCe apresentou valores significativamente mais altos na camada superficial (0–5 cm), com destaque para o transecto C, que registrou o maior valor (7,61 cmol/kg), sugerindo maior capacidade de retenção de cátions nessa posição intermediária da encosta. Os valores na camada subsuperficial (5–20 cm) foram inferiores, indicando a

influência do maior teor de matéria orgânica superficial na capacidade de troca catiônica. No entanto, todos os valores estão abaixo do recomendado para cultura da vinha (10 a 20 cmol/kg), apresentando concentrações muito baixas (< 5cmol/kg) ou baixas (5 a 10 cmol/kg) (INIAV, 2006).

A soma de bases ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Na}^+$ ) seguiu o mesmo padrão da CTCe, com teores superiores na camada de 0–5 cm e com o transecto C apresentando novamente os maiores valores (7,51 cmol/kg na superfície e 4,44 cmol/kg na subsuperfície), enquanto no topo da encosta houve os menores valores (3,37 cmol/kg na superfície e 1,64 cmol/kg na subsuperfície). A diminuição na camada de 5–20 cm foi evidente, refletindo o empobrecimento relativo da subsuperfície em catiões trocáveis. Esses dados confirmam que a fertilidade natural do solo é maior na superfície e tende a se concentrar em posições de deposição ao longo da encosta, como no ponto C.

A acidez de troca apresentou valores maiores na profundidade de 5–20 cm em comparação à camada superficial (0–5 cm). Esse padrão indica um aumento da acidez nas camadas subsuperficiais, possivelmente relacionado à menor presença de matéria orgânica e à menor saturação por bases nessas profundidades, o que favorece a maior concentração de íons  $\text{H}^+$  e  $\text{Al}^{3+}$  trocáveis (Brady & Weil, 2016). Na camada superficial, os valores variaram entre 0,12 e 0,82 cmol/kg, enquanto na subsuperficial os valores oscilaram de 0,68 e 1,66 cmol/kg. A camada superficial, mais influenciada pela adição de resíduos orgânicos e maior atividade biológica, apresentou pH relativamente mais alto e, portanto, menor acidez de troca.

O grau de saturação por bases (V%) reforça os padrões observados nos outros atributos. A camada de 0–5 cm apresentou V% significativamente mais alto, com os maiores valores registrados em C (98%) e D (96,9%). Os menores valores foram observados no transecto A, especialmente na camada de 5–20 cm (44,6%), o que indica baixa fertilidade da subsuperfície no topo da encosta. Segundo o Manual de Fertilização das Culturas (INIAV, 2006), a maioria dos valores são classificados como altos (61 a 80%) e muito altos (> 80%), com uma exceção de teor médio (41 a 60%). A elevada saturação por bases nos pontos C e D sugere maior acumulação de nutrientes, provavelmente devido à migração de partículas e catiões das partes superiores da encosta para as posições mais baixas.

#### 4.2.4 Sódio, potássio, cálcio e magnésio

A Figura 15 apresenta as médias e os desvios-padrão dos parâmetros sódio, potássio, cálcio e magnésio para os diferentes transectos, considerando as duas profundidades de amostragem, juntamente com os resultados da comparação de médias pelo teste de Tukey.

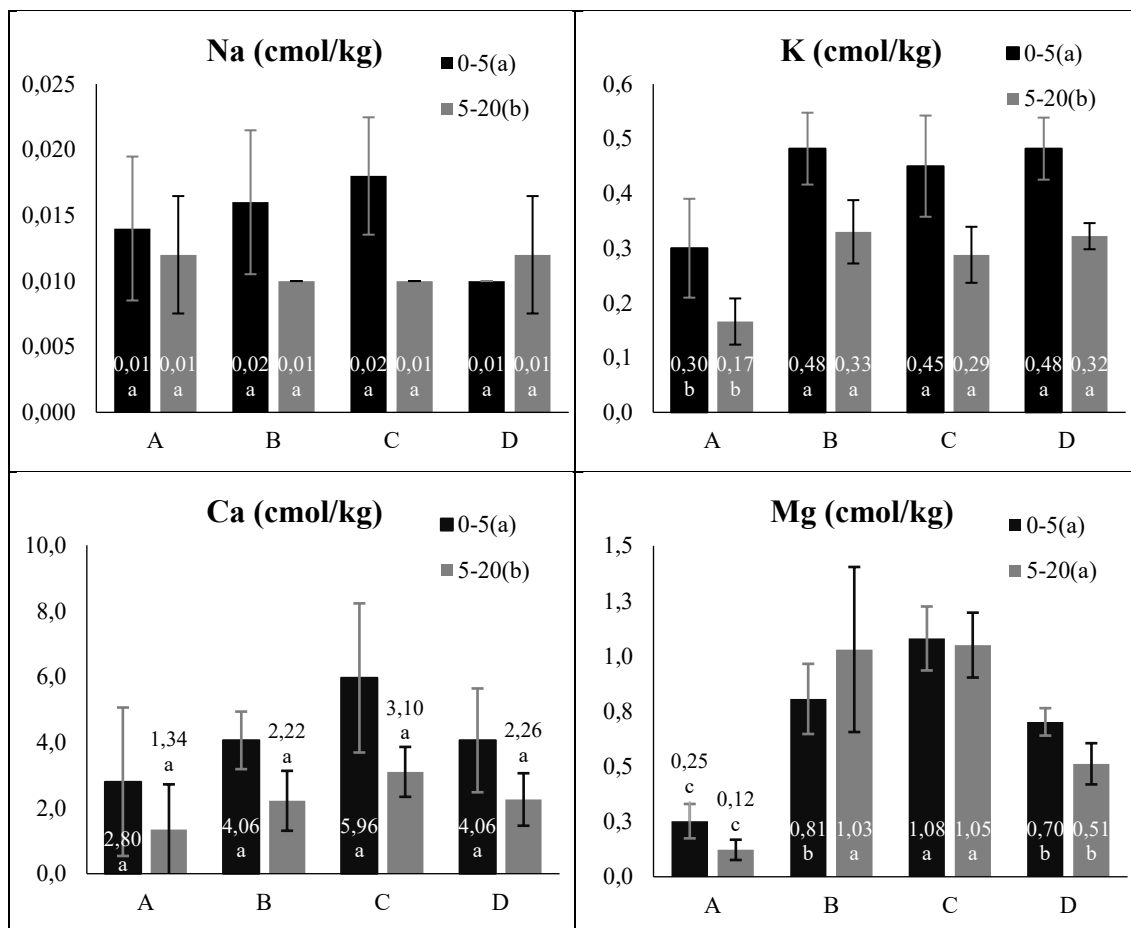


Figura 15 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros sódio, potássio, cálcio e magnésio.

Letras minúsculas diferentes no rótulo de dados indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos de uma mesma profundidade e letras minúsculas diferentes na legenda indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).

Os teores de sódio variaram entre 0,01 e 0,02 cmol/kg, sem diferenças estatísticas significativas entre os transectos. Apesar de haver diferenças entre profundidades, os valores muito baixos ( $< 0,1$  cmol/kg) (INIAV, 2006) refletem o baixo teor natural de Na no solo, típico de ambientes não afetados por salinização.

O potássio apresentou valores médios maiores na camada superficial, com variação de 0,30 e 0,48 cmol/kg e de 0,17 e 0,30 cmol/kg na camada subsuperficial. Entre os transectos, foi observado que o ponto A obteve menores médias nas duas profundidades e os maiores valores ocorreram nos pontos B, C e D. Esses resultados indicam distribuição ao longo da encosta com tendência de aumento nas posições intermediárias e inferiores. A maioria dos valores encontram-se dentro do recomendado (0,26 a 0,50 cmol/kg) com exceção da camada subsuperficial do transecto A que apresentou concentração baixa (0,1 a 0,25) (INIAV, 2006).

O cálcio apresentou diferenças significativas apenas entre as profundidades, sendo que na camada de 0–5 cm, os valores oscilaram de 2,80 a 5,96 cmol/kg, enquanto na camada de 5–20 cm variaram de 1,34 a 3,10 cmol/kg. Apesar de não haver diferença estatisticamente significativa entre os transectos, nota-se a mesma tendência de acumulação no transecto C de outros nutrientes. A maioria dos valores encontram-se abaixo do recomendado (5 a 10 cmol/kg) com concentrações muito baixas (< 2 cmol/kg) ou baixas (2 a 5 cmol/kg) (INIAV, 2006).

O magnésio apresentou valores variando entre 0,12 e 1,08 cmol/kg, sem diferença significativa entre profundidades. Entre os transectos, os valores mais elevados ocorreram nas posições intermediárias B e C, enquanto os menores foram registrados no topo (A) e seguidos da base (D). Assim como o cálcio, o magnésio mostrou distribuição decrescente com a profundidade e maior acumulação nas áreas intermediárias da encosta. A maioria dos valores encontram-se abaixo do recomendado (1 a 2,5 cmol/kg) com concentrações muito baixas (< 0,5 cmol/kg) ou baixas (0,6 a 1 cmol/kg) (INIAV, 2006).

#### 4.2.5 Potássio e fósforo solúvel

A Figura 16 apresenta as médias e os desvios-padrão dos parâmetros potássio e fósforo solúvel para os diferentes transectos, considerando as duas profundidades de amostragem, juntamente com os resultados da comparação de médias pelo teste de Tukey.

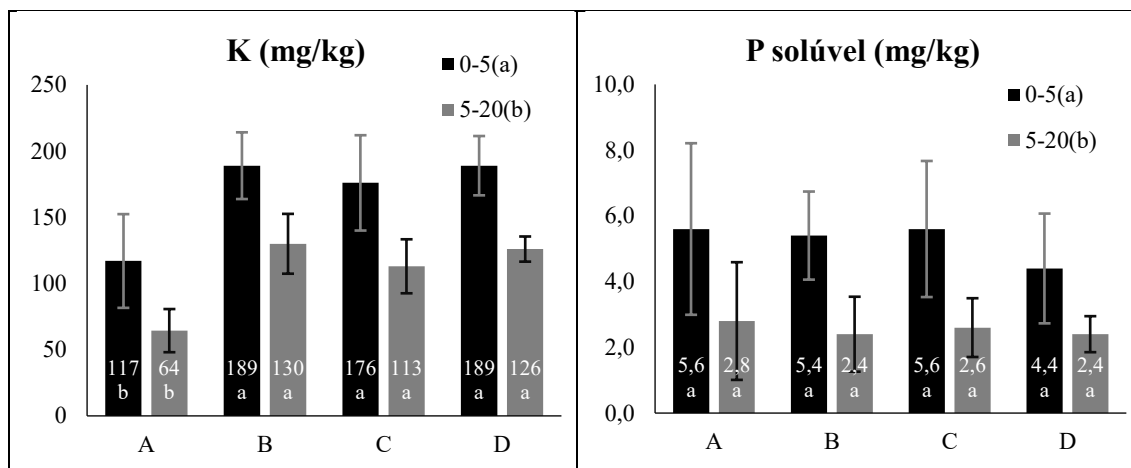


Figura 16 – Médias e desvios-padrão por transecto dos parâmetros potássio e fósforo solúvel.

*Letras minúsculas diferentes no rótulo de dados indicam diferenças estatísticas significativas entre transectos de uma mesma profundidade e letras minúsculas diferentes na legenda indicam diferenças estatísticas significativas entre profundidades com base no teste de Tukey a 5% de significância ( $p < 0,05$ ).*

Os teores de potássio apresentaram diferenças estatísticas entre as profundidades, com valores significativamente maiores na camada de 0–5 cm. Na superfície, as concentrações variaram de 117 a 189 mg/kg, enquanto na camada de 5–20 cm os valores oscilaram entre 64 e 130 mg/kg. Entre os transectos, houve média menor no transecto A do que nos demais em ambas profundidades. De modo geral, observa-se um declínio consistente do K com a profundidade, o que indica a acumulação do nutriente na camada superficial, comportamento típico de nutrientes móveis e sujeitos à absorção preferencial nas camadas superiores do solo (Brady & Weil, 2016). Os valores encontrados classificam-se como de concentração média (51 a 100 mg/kg) e alta (101 a 200 mg/kg) (INIAV, 2006).

Os teores de fósforo solúvel não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre transectos mas, assim como a maioria dos nutrientes, teve maiores concentrações na camada de 0-5 cm, variando de 4,4 a 5,6 mg/kg na camada superficial e de 2,4 e 2,8 mg/kg na camada subsuperficial. Essa diferença pode refletir à acumulação superficial de fósforo associado à matéria orgânica e à baixa mobilidade do elemento no perfil do solo (Brady & Weil, 2016). No entanto, todos os valores indicam concentração muito baixa (<18mg/kg), para determinação pelo método Olsen (INIAV, 2006).

As propriedades físicas e químicas analisadas funcionam como indicadores diretos da saúde do solo, refletindo o seu estado funcional e capacidade de sustentar processos

ecológicos importantes para o cultivo. A combinação dos valores de densidade aparente, teor de matéria orgânica e estrutura superficial preservada refletem um solo em recuperação estrutural, condição fundamental para a estabilidade física e a retenção de água. Resultados semelhantes foram relatados em vinhas sob manejo conservacionista, onde a melhoria gradual desses parâmetros está associada à regeneração edáfica e à redução da erosão (Carvalho & Lourenço, 2014; Oliveira, 2001).

### 4.3 AVALIAÇÃO DA VEGETAÇÃO

#### 4.3.1 Análise química

A Tabela 5 apresenta os resultados das análises químicas de folha e engaço.

Tabela 5 – Resultados das análises químicas para folhas e engaço.

<b>Nutriente</b>	<b>Folha</b>	<b>Engaço</b>
Azoto (g/kg)	17,23 ± 0,91	12,68 ± 0,24
Fósforo (g/kg)	1,85 ± 0,30	1,40 ± 0,08
Potássio (g/kg)	10,30 ± 0,86	12,88 ± 0,41
Cálcio (g/kg)	15,95 ± 0,19	6,28 ± 0,39
Magnésio (g/kg)	6,08 ± 0,37	1,20 ± 0,08
Enxofre (g/kg)	1,75 ± 0,10	0,93 ± 0,05
Boro (mg/kg)	19,05 ± 3,63	18,83 ± 0,10
Zinco (mg/kg)	23,85 ± 4,42	14,10 ± 1,68
Cobre (mg/kg)	3,45 ± 0,81	12,58 ± 2,17
Ferro (mg/kg)	130,58 ± 12,97	132,68 ± 19,47
Manganês (mg/kg)	809,38 ± 63,62	488,78 ± 29,64
Sódio (mg/kg)	33,45 ± 5,75	26,18 ± 1,51

De modo geral, os resultados indicam um adequado estado nutricional das videiras, com exceção de alguns elementos que se encontram fora das faixas consideradas ideais para a cultura de acordo com o Manual de Fertilização das Culturas (INIAV, 2006). Os teores de azoto (N) nas folhas (17,23 g/kg) situaram-se ligeiramente acima do intervalo de suficiência (9,0 a 12,0 g/kg), o que indica um suprimento elevado e condizente com o intervalo adequado da relação carbono/azoto encontrado no solo. O fósforo (P) apresentou-se um pouco abaixo do intervalo de referência (2,0 a 4,0 g/kg), sugerindo disponibilidade limitada no solo, o que é coerente com os baixos teores de fósforo

observados nas análises químicas do solo. O potássio (K) também se mostrou inferior ao nível ótimo (15,0 a 25,0 g/kg), o que pode estar relacionado à competição iônica com o cálcio e magnésio, cujos valores foliares (15,95 g/kg e 6,08 g/kg, respectivamente) encontram-se dentro ou ligeiramente acima das faixas recomendadas (Ca = 13 a 28 g/kg; Mg = 3 a 6 g/kg).

Entre os micronutrientes, observou-se níveis muito elevados de manganês (Mn), atingindo 809,38 mg/kg nas folhas, valor muito acima do limite superior de suficiência (100 mg/kg). Esse resultado reflete a concentração elevada de manganês no solo detectada em uma análise química realizada em fevereiro de 2024, onde o teor de 130 mg/kg já indicava valor muito acima da referência (15 a 45 mg/kg). O zinco (Zn) apresentou-se acima do intervalo ideal (15–50 mg/kg), enquanto o cobre (Cu) e o boro (B) estiveram abaixo das faixas de suficiência, apontando possível deficiência relativa desses elementos.

No caso do engaço, as concentrações de nutrientes foram, de modo geral, inferiores às observadas nas folhas, refletindo sua função estrutural e menor atividade metabólica (Ribéreau-Gayon et al., 2006). Elementos como cálcio e magnésio apresentaram valores substancialmente menores, o que é esperado devido à mobilidade limitada desses nutrientes nos tecidos lenhosos (Wine Industry Association of Western Australia [WineWA], 2020). Já o potássio, por sua vez, apresentou valores mais altos no engaço (12,88 g/kg) em relação à folha, comportamento comum em tecidos com função de transporte e acumulação de solutos durante a maturação (Mpelasoka et al., 2003).

Esses resultados, quando comparados aos valores de referência, sugerem que o manejo nutricional do vinhedo se encontra, em geral, equilibrado, embora seja recomendável atenção à deficiência de P, K, Cu e B e ao excesso de Mn, que podem impactar o vigor e a produtividade das plantas. É ainda relevante destacar que o boro apresenta elevada sensibilidade à deficiência na cultura da vinha, sendo um dos micronutrientes cuja carência mais rapidamente se manifesta em sintomas fisiológicos e morfológicos (INIAV, 2006).

Além das análises nas folhas e no engaço, foram também determinados os teores de matéria orgânica no sarmento e na cobertura herbácea, cujo resultado foi de  $0,90 \pm 0,0053$  g/g e  $0,84 \pm 0,0314$  g/g, respectivamente. Esses valores evidenciam o elevado potencial desses materiais como fontes de carbono para o solo. No entanto, em muitos vinhedos, o

sarmento é removido do sistema após a poda, seja por razões fitossanitárias ou para uso como biomassa energética (como é o caso desta vinha), o que limita significativamente o aporte de matéria orgânica estável ao solo (Abad et al., 2021). Essa remoção reduz o retorno de carbono recalcitrante, associado à fração lenhosa e de lenta decomposição, que seria fundamental para a formação de agregados e o aumento da capacidade de retenção hídrica e estrutural do solo (Koudahe et al., 2022). A incorporação controlada de parte desse material, associada ao manejo da cobertura herbácea, poderia aumentar o estoque de carbono total e promover uma ciclagem mais equilibrada da matéria orgânica (Silvestroni et al., 2024).

#### 4.3.2 Produção e potencial de cobertura vegetal

A Tabela 6 apresenta a produção da biomassa fresca e seca em toneladas por hectare e em termos de produção anual para o coberto vegetal aéreo (cultura), herbáceo e de sarmento.

Tabela 6 – Produção de cobertura aérea da videira, cobertura herbácea e sarmento.

	<b>Cobertura aérea</b>	<b>Cobertura herbácea</b>	<b>Sarmento</b>
Massa fresca (ton/ha)	2,196 ± 0,861	6,788 ± 6,845	2,300 ± 0,703
Massa seca (ton/ha)	0,808 ± 0,288	1,684 ± 1,482	1,219 ± 0,377
Massa fresca (ton/ano)	0,545 ± 0,214	1,686 ± 1,700	0,571 ± 0,175
Massa seca (ton/ano)	0,201 ± 0,072	0,418 ± 0,368	0,303 ± 0,094

A produção de biomassa observada traduz a capacidade da consociação herbácea de fornecer cobertura e aporte de matéria orgânica ao sistema. A massa fresca e a massa seca registadas para a cobertura herbácea, folhas e sarmento situam-se em valores compatíveis com outras avaliações de culturas de cobertura em vinhas, onde a produção anual de biomassa herbácea pode variar consideravelmente consoante espécie, clima e manejo (Abad et al., 2021). A presença de massa seca anual na ordem de 200 a 400 kg indica um potencial de incremento de carbono orgânico superficial e proteção física do solo.

A dimensão média das folhas calculada a partir da Figura 7 e a largura média do dossel vegetativo apresentaram médias de  $140 \pm 67,5$  cm<sup>2</sup> e  $67 \pm 17,3$  cm, respectivamente. Esses resultados implicaram numa cobertura foliar de cerca de 35% da área da vinha, coerente com uma estrutura foliar que reduz a energia de impacto das gotas

e a evaporação do solo, sem comprometer excessivamente a aeração do estrato superficial (Sala et al., 2021; Abad et al., 2021). A área foliar média e os índices derivados são parâmetros úteis para estimar a capacidade de interceptação e os efeitos microclimáticos da cobertura (Sala et al., 2021).

A altura média da vegetação ( $54,9 \pm 16,96$  cm) registada durante o verão é típica de misturas de leguminosas e gramíneas manejadas em sequeiro, e está dentro da faixa operacionalmente manejável (corte/roçada) em vinhas. Estudos recentes recomendam cortes de controle quando a vegetação ultrapassa alturas de 40–50 cm para evitar competição excessiva e garantir regeneração adequada (Silvestroni et al., 2024). O porte observado contribui para formar uma manta vegetal capaz de amortecer o impacto das gotas e aumentar a infiltração distribuída no perfil superficial.

A Figura 17 mostra a variação entre a biomassa seca produzida na vegetação herbácea e sua percentagem de cobertura do solo.

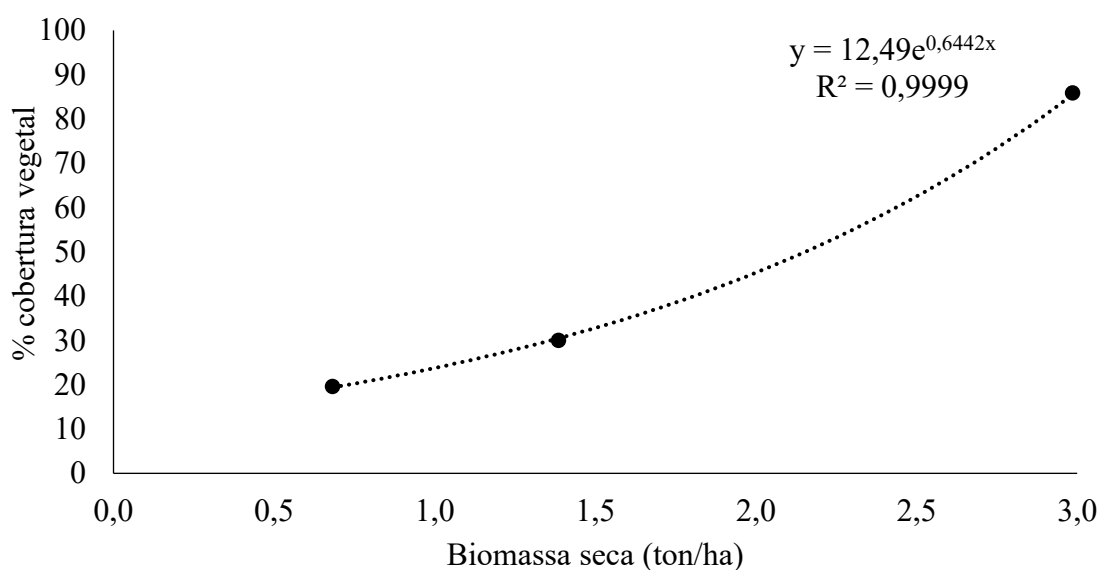


Figura 17 – Variação do grau de cobertura vegetal herbácea com produção de sua biomassa seca.

Chegou-se a um ajuste próximo exponencial com forte coeficiente de determinação ( $R^2 \approx 0,9999$ ). Este tipo de relação, em que incrementos relativamente pequenos de biomassa conduzem a aumentos substanciais na percentagem de cobertura, já foi descrito para comunidades herbáceas e modelos de vegetação emergente, onde funções entre cobertura, altura e biomassa fornecem estimativas robustas de biomassa a partir de medições não destrutivas (Guevara et al., 2021; Mahood et al., 2021). Assim, o modelo

empírico ajustado corrobora que, para a comunidade estudada, ganhos modestos de biomassa seca traduzem-se em melhorias significativas na proteção superficial do solo.

Do ponto de vista funcional e de gestão, o potencial de proteção superficial e de aporte orgânico verificado é consistente com a literatura sobre vantagens das coberturas herbáceas em sistemas vitícolas: melhoria da estabilidade dos agregados, aumento da infiltração e redução da erosão quando a cobertura é mantida em período crítico de chuvas (Abad et al., 2021; Koudahe et al., 2022). Em particular, misturas que incluem leguminosas fornecem benefícios adicionais em termos de fixação de N e reciclagem de nutrientes, enquanto gramíneas tendem a produzir maior biomassa e conferir maior proteção física (Silvestroni et al., 2024; Abad et al., 2021).

Em síntese, os valores medidos de biomassa fresca e seca, a área média das folhas, a largura do dossel e a altura vegetativa mostram que o sistema de cobertura usado apresenta bom potencial de proteção do solo e aporte de matéria orgânica em contexto vitícola de encosta. A relação biomassa/cobertura observada permite estimativas práticas da percentagem de cobertura a partir de medições de biomassa seca (ou vice-versa) e sustenta decisões de manejo (momento de corte) para otimizar a função protetora sem induzir competição excessiva com a videira.

A cobertura vegetal observada no ensaio contribui também para a prestação de serviços ecossistêmicos essenciais, tais como a regulação hidrológica, o sequestro de carbono e a proteção da biodiversidade edáfica. A elevada produção de biomassa e o aporte de matéria orgânica favorecem o equilíbrio biogeoquímico do solo e a sua capacidade de suporte ecológico, ampliando a eficiência das práticas regenerativas na manutenção da fertilidade e na mitigação da erosão (Abad et al., 2021; Silvestroni et al., 2024; Koudahe et al., 2022).

#### 4.4 EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO (USLE)

##### 4.4.1 Fator erosividade da chuva

A Tabela 7 apresenta o resumo dos principais parâmetros relacionados ao fator R durante o período de monitorização.

Tabela 7 – Resumo dos resultados relacionados ao fator erosividade.

EI30 anual	914,4	MJ/ha.mm/h
ΣP total	740,3	mm
ΣP erosivas	478,9	mm
ΣP erosivas/ΣP total	65%	%
ΣEC total	114,98	MJ/ha
ΣEC erosivas	79,72	MJ/ha
ΣEC erosivas/ΣEC total	69%	%
EI30 máximo	133,67	MJ/ha.mm/h
EI30 máximo/EI30 anual	15%	%
Nº de eventos erosivos	19	-
Chuvadas com Imáx > 25,4 mm/h	1	-

O valor total anual de EI30 foi de 914,4 MJ·ha<sup>-1</sup>·mm·h<sup>-1</sup>, indicando um regime pluviométrico de elevada capacidade erosiva, típico das condições climáticas mediterrânicas de Portugal, onde a distribuição das chuvas é irregular e concentrada em eventos de alta intensidade (Figueiredo, 2015; Instituto Português do Mar e da Atmosfera, n.d). Observa-se que 65% da precipitação total correspondeu a chuvas erosivas, responsáveis por 69% da energia cinética total. Esse resultado evidencia que quase 2/3 dos eventos foi responsável pelo potencial erosivo do período, confirmando a natureza intermitente e concentrada das chuvas erosivas típicas do outono e inverno na região (Instituto Português do Mar e da Atmosfera, n.d).

O EI30 máximo de 133,67 MJ·ha<sup>-1</sup>·mm·h<sup>-1</sup>, correspondente a chuvada mais erosiva do ano, representa cerca de 15% do total anual, demonstrando a relevância dos episódios isolados de alta intensidade na dinâmica da erosividade. Apenas um evento com intensidade máxima superior a 25,4 mm·h<sup>-1</sup> foi registado, e, portanto, apenas uma chuvada com potencial de formar enxurrada (Wischmeier & Smith, 1978).

A Figura 18 ilustra a evolução acumulada do EI30 ao longo do ano monitorado.

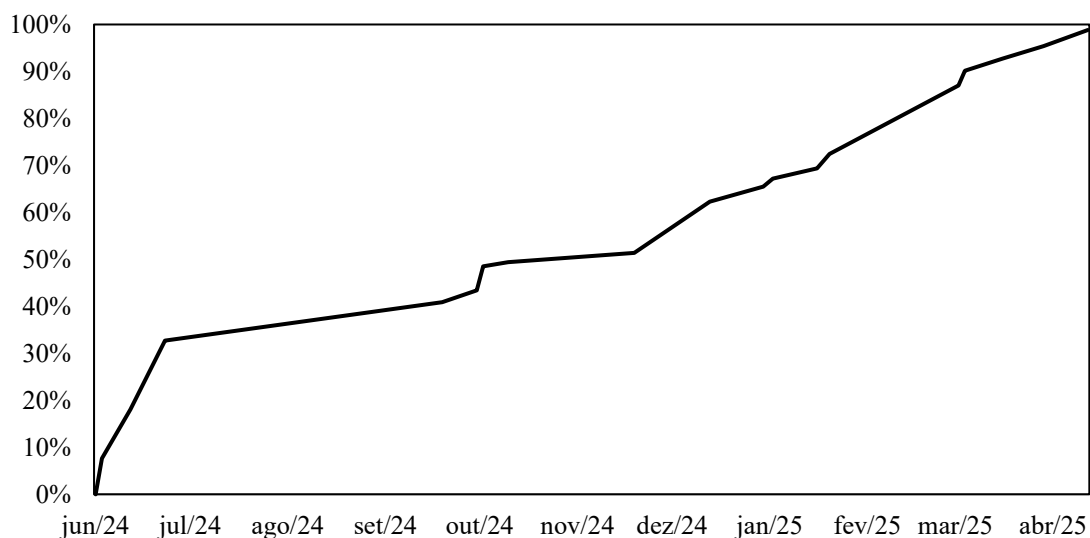


Figura 18 – EI30 acumulado, em percentagem, ao longo do ano de monitoramento.

O gráfico revela aumento acentuado em junho, que, de maneira atípica, foi o mês onde houve a chuvada mais erosiva do período. Depois, grande aumento nos meses de outubro a fevereiro, meses onde concentra-se a maior pluviosidade e potencial erosivo do ano (Wischmeier & Smith, 1978). Esse padrão confirma a importância de práticas conservacionistas, como a manutenção da cobertura e barreiras vegetais, durante todo o ano para reduzir o impacto da erosividade sobre as perdas de solo (Figueiredo, 2015).

A Figura 19 mostra uma comparação entre a precipitação mensal registrada no ano de monitoramento do ensaio experimental, 2024, e os dados da última Normal Climatológica para Bragança (Instituto Português do Mar e Atmosfera, 2024).

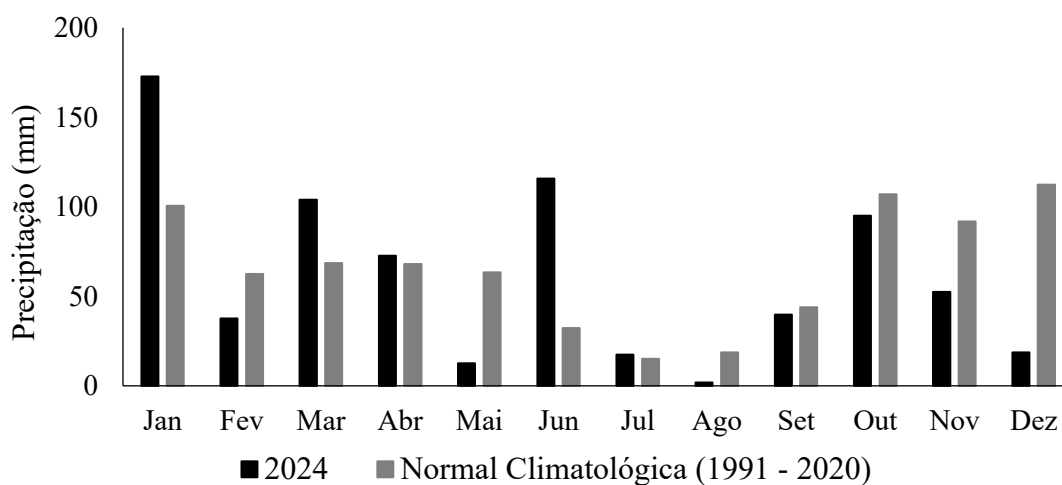


Figura 19 – Comparação entre precipitação mensal registrada no ano de monitoramento e a última Normal Climatológica da região.

Nota-se que o ano de 2024 apresentou um comportamento atípico em termos de regime pluviométrico, sobretudo na distribuição das chuvas ao longo dos meses. Embora a precipitação total anual (740,3 mm) tenha sido próxima à média histórica (783,9 mm), correspondendo a 94% do valor esperado, a dispersão das chuvas mostrou-se distinta do padrão habitual. Observa-se que, durante a estação húmida (outubro a maio), precipitou apenas 84% do valor médio esperado, enquanto na estação seca (junho a setembro) registrou-se 159% da média, indicando uma inversão parcial no regime de precipitação e maior ocorrência de eventos pluviais concentrados em períodos normalmente secos. Esse comportamento irregular implica diretamente no esperado dos processos erosivos do ano.

#### 4.4.2 Fator erodibilidade do solo

Para o cálculo do fator K, foram aplicadas as equações 15, 16 e 17 nos 20 pontos de amostragem de solo. A análise textural determinada em cada transecto classificaram o solo como franco-arenoso, com os seguintes teores médios: areia grossa =  $51,2\% \pm 4,38\%$ , areia fina =  $25,0\% \pm 2,46\%$ , limo =  $18,3\% \pm 1,91\%$  e argila =  $5,5\% \pm 1,07\%$ . Com base nas observações de campo, foi atribuído código de estrutura do solo igual a 4, que se refere a agregações laminiforme, prismiforme, anisiforme e granulosa muito grosseira (Figueiredo, 1990). Já os resultados do ensaio de permeabilidade indicaram classes variando entre 1 (rápida a muito rápida) e 2 (moderadamente rápida), conforme os critérios apresentados na Tabela 1.

Considerando ainda os teores de matéria orgânica e a percentagem de elementos grosseiros em superfície obtidos a partir das amostras perturbadas, determinaram-se os parâmetros  $K_{tf}$  e  $K_{eg}$ . A análise de variância (ANOVA) a 5% de significância indicou ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os transectos para o  $K_{eg}$  (valor-p = 0,0805). Assim, adotou-se o valor médio do fator  $K = 0,008 \pm 0,0015$  (ton/ha)/(MJ/ha·mm/h), o qual, segundo Arnoldus (1977), se enquadra na classe de fator K baixo, representando, portanto, baixa contribuição para a perda de solo por erosão.

#### 4.4.3 Fator topográfico

Com base no comprimento da encosta até às telas de captura de sedimentos ( $\lambda = 130,5$  m) e no declive médio medido por GPS ( $\theta = 8,43$ ), foram calculados o fator comprimento de encosta e o fator declive empregando-se as equações (18) e (19). Obteve-se  $L = 2,43$  e  $S = 1,96$ . O produto destes fatores fornece o fator topográfico final  $LS =$

4,77 para o caso da não implementação de nenhuma barreira de contenção de erosão na encosta de estudo, ou, neste caso, para o tratamento de controle.

Na Figura 20 observa-se a variação do fator L ao longo da encosta em função dos diferentes espaçamentos entre as barreiras de contenção de erosão, os quais iniciaram aos 70 m e foram até 130 m, imediatamente antes da tela de captura de sedimentos. Verifica-se que o fator L diminui progressivamente à medida que o espaçamento entre barreiras é reduzido, indicando que maiores densidades de barreiras contribuem para a redução do comprimento efetivo da encosta e, conseqüentemente, para a diminuição do potencial de arraste de sedimentos para fora do talhão.

A linha do controle representa o potencial de perda de solo associado ao fator L na ausência de qualquer estrutura de contenção, ou seja, para uma encosta contínua com o comprimento total de 130 m. Essa comparação evidencia a eficácia das barreiras de erosão na mitigação do impacto topográfico sobre o transporte de partículas, demonstrando o papel fundamental do controle físico do comprimento de rampa na redução da erosão laminar. A Figura 21 demonstra essa mesma observação, mas de forma percentual, tomando como referência o cenário sem a presença de barreiras.

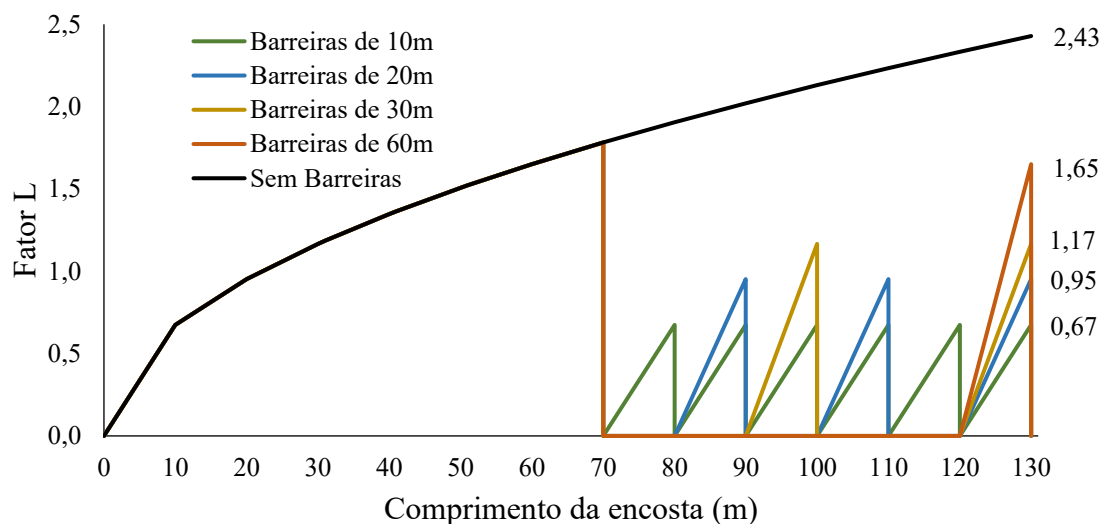


Figura 20 – Variação do fator L com comprimento da encosta para cada tipo de distanciamento entre barreiras.

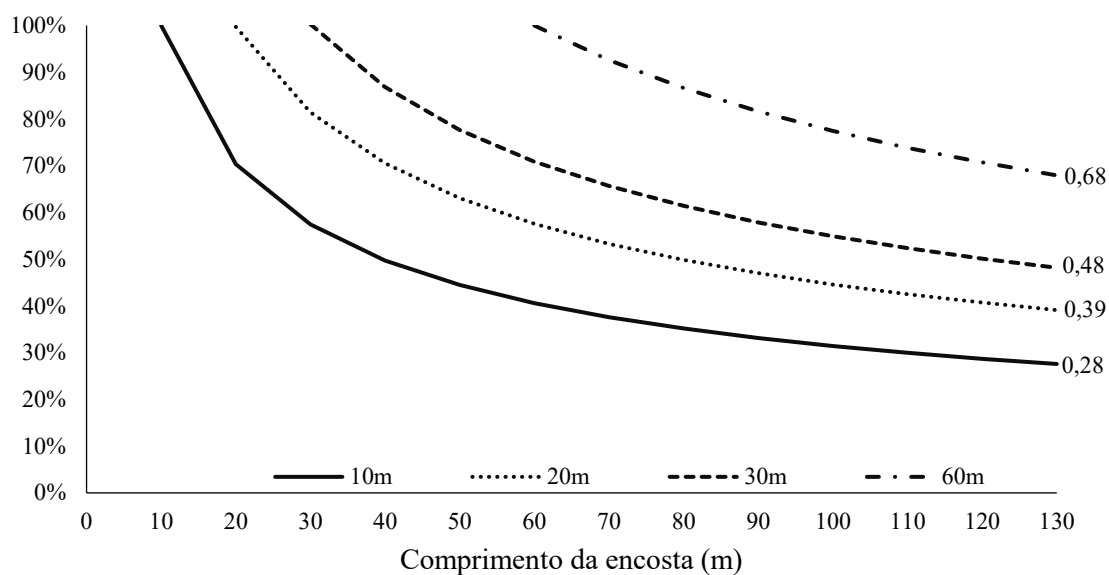


Figura 21 - Redução em porcentagem do fator L para cada tratamento em relação ao controle.

#### 4.4.4 Fator cultural

A Figura 22 apresenta a variação dos parâmetros de cobertura pela cultura (FC) na linha de plantio e cobertura por resíduos (RC) na entrelinha ao longo do ciclo vegetativo, bem como os respectivos valores do fator C.

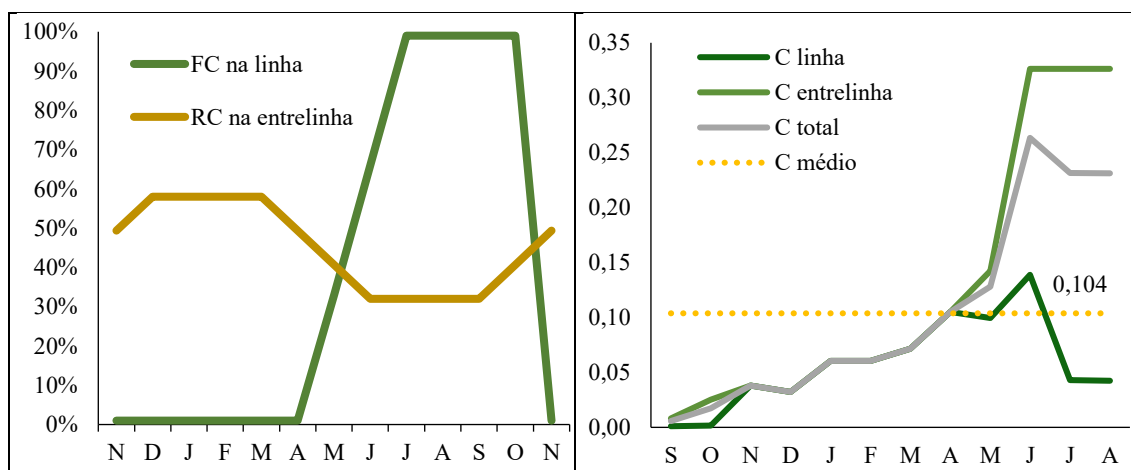


Figura 22 – Variação dos parâmetros FC e RC ao longo do ciclo vegetativo e dos valores do fator C determinados.

Embora não existam dados registrados para todo o período, as observações de campo indicaram que a dormência da videira ocorre entre novembro e abril, marcando o início do rápido processo de expansão foliar. Esse crescimento apresentou um comportamento aproximadamente linear durante a primavera, atingindo a plena cobertura

da copa no final de junho, o que permitiu assumir cobertura total entre julho e outubro, seguido de redução abrupta da cobertura, quando se iniciou a senescência e queda foliar.

Por outro lado, a RC na entrelinha manteve valores mais estáveis, variando entre 30% e 60% ao longo do ano. Adotou-se valores médios de cobertura do solo obtidos a partir das Figuras 5 e 6. Assumiu-se dois patamares com uma redução gradual entre março e junho, associada a escassez hídrica e seguida de uma ascensão após a queda das folhas, comportamento relacionado às práticas de manejo do solo e da vegetação de cobertura, que influenciam o grau de proteção do solo fora do período de maior cobertura da cultura.

No segundo gráfico, os valores do fator C na linha e C na entrelinha, calculados a partir da equação 20, refletem essas variações sazonais de cobertura, sendo que na linha foram os fatores FC e RC e na entrelinha apenas RC. O fator C total foi obtido com base na ponderação dos valores anteriores com as áreas que representam a linha (33,5%) e a entrelinha (66,5%) na parcela.

O valor médio anual do fator C foi de 0,104, conforme indicado pela linha pontilhada amarela. Esse valor representa a condição média de proteção do solo ao longo do ciclo vegetativo, evidenciando um nível de proteção contra a erosão que depende principalmente do manejo da cobertura vegetal do solo e dos resíduos culturais durante os períodos de maior pluviosidade e menor cobertura foliar. Este valor encontra-se consideravelmente inferior aos valores reportados na literatura para vinhas conduzidas sob manejo convencional, caracterizado pela mobilização periódica do solo e ausência de cobertura vegetal permanente. De acordo com Figueiredo (2015), em sistemas desse tipo o fator C pode atingir cerca de 0,42, valor aproximadamente quatro vezes superior ao obtido neste trabalho. Essa diferença representa uma redução de cerca de 75% no potencial de erosão pelo fator cultural, evidenciando o impacto positivo da manutenção de cobertura vegetal e de resíduos culturais ao longo do ano.

A redução do fator C e das perdas de solo observadas traduz-se não apenas em ganhos de conservação física, mas também na melhoria de serviços ecossistêmicos de regulação, como o controle natural da erosão, a retenção de nutrientes e o aumento da infiltração. Esses efeitos reforçam o papel do manejo regenerativo como ferramenta de estabilização ecológica do sistema vitícola, capaz de conciliar produtividade e conservação ambiental (Figueiredo, 1990; Abad et al., 2021; Fonseca et al., 2016).

#### 4.4.5 Fator práticas conservacionistas

Para este ensaio, foi adotado o valor para o fator  $P = 1,0$ , correspondendo à condição de ausência de práticas de conservação ou à aplicação de práticas mínimas, de modo a avaliar o cenário mais desfavorável possível. Esta abordagem baseia-se no facto de que este foi o primeiro ano de adoção de práticas conservacionistas no modo de cultivo regenerativo e pela vinha estar implementada no sentido do maior declive, o que contribui para maiores perdas de solo. Assim, ao definir-se  $P$  igual a  $1,0$ , assume-se o caso sem intervenção desse fator, o que permite interpretar os resultados como o limite superior de perda de solo nas condições topográficas, edáficas e climáticas da encosta estudada. Essa escolha metodológica facilita ainda a comparação entre os diferentes cenários de manejo (diferentes espaçamentos entre barreiras) partindo de uma linha de base conservadora.

#### 4.4.6 Exportação de sedimentos

A Tabela 8 apresenta a caracterização da erosividade das chuvas registradas durante as três coletas de sedimentos.

Tabela 8 – Caracterização da erosividade durante coletas de sedimentos.

Nº da coleta	1	2	3
Data	08/11/2024	15/01/2025	06/02/2025
$\Sigma P$ (mm)	86,3	77,7	96,5
$\Sigma EI_{30}$ (MJ/ha.mm/h)	95,85	164,50	161,44
$\Sigma EI_{30}/\Sigma EI_{30\text{anual}}$ (MJ/ha.mm/h)	10,5%	18,0%	17,7%
Nº de eventos erosivos	4	4	2
$EI_{30}$ máx (MJ/ha.mm/h)	47,0	100,1	133,5
$I_{\text{máx}}$ (mm/h)	11,4	17,4	11,7

Verifica-se que o volume total precipitado variou de 77,7 a 96,5 mm, enquanto a soma da erosividade do período ( $\Sigma EI_{30}$ ) oscilou entre 95,85 e 164,50  $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ , representando entre 10,5% e 18% da erosividade total do ano e com ocorrência de dois a quatro eventos erosivos por período. Observa-se ainda um aumento progressivo do  $EI_{30}$  máximo, atingindo 133,5  $\text{MJ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$  na terceira coleta, o que indica a ocorrência de chuvas de maior potencial erosivo no último período. O valor máximo de intensidade pluviométrica ( $I_{\text{máx}}$ ) variou de 11,4 a 17,4  $\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$ , evidenciando que não houve

nenhuma chuvada com potencial de escoamento superficial nesse período, segundo Wischmeier & Smith (1978).

A Figura 23 apresenta a relação entre a perda de solo bruta e a erosividade das chuvas (EI30 acumulado), bem como a influência da cobertura vegetal na redução das perdas de solo.

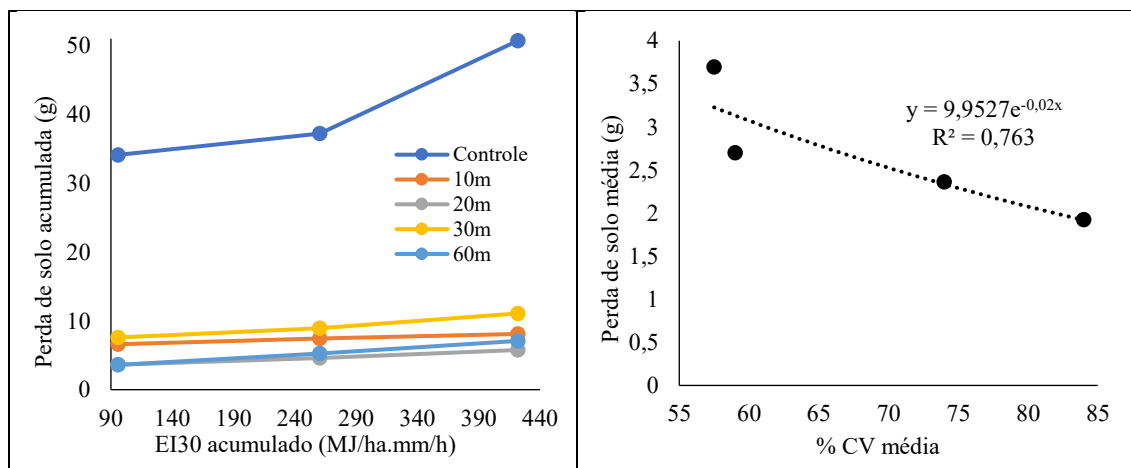


Figura 23 – Perda de solo bruta relacionada à erosividade e à percentagem de cobertura do solo.

No gráfico à esquerda, observa-se que a perda de solo acumulada aumenta progressivamente com o incremento da erosividade, sendo essa tendência mais acentuada na parcela controle, que não possui barreiras de controle de erosão. Nas parcelas com barreiras (10m, 20m, 30m e 60m), as perdas são consideravelmente menores, no entanto, sem diferenças estatísticas significativas entre si, segundo a análise de variância à 5% de significância (valor-p = 0,5213). Isso indica que o espaçamento entre as barreiras de contenção não influenciou de forma expressiva a perda de solo nas condições específicas deste ensaio experimental. Esse resultado é justificado pelo fato de não ter havido chuvadas com intensidade superior a 25,4 mm/h e do solo possuir permeabilidade alta ou muito alta ( $48,8 \pm 35,4$  cm/h), tornando o efeito da cobertura vegetal mais relevante nos tratamentos do que o espaçamento de barreiras.

O gráfico à direita ilustra a relação inversa entre a perda de solo média e a percentagem de cobertura vegetal (%CV média), ajustada a uma função exponencial decrescente com  $R^2 = 0,763$ , indicando forte correlação entre o aumento da cobertura e a redução da erosão. O modelo obtido ( $y = 9,9527e^{-0,02x}$ ) demonstra que pequenos incrementos na cobertura do solo resultam em reduções expressivas na perda de solo, confirmando o papel essencial da vegetação na dissipação da energia cinética das gotas

de chuva e na estabilização superficial do solo (Figueiredo et al, 2017; Wischmeier & Smith,1978).

A Figura 24 apresenta a perda de solo bruta observada por tratamento ao longo do período de monitorização.

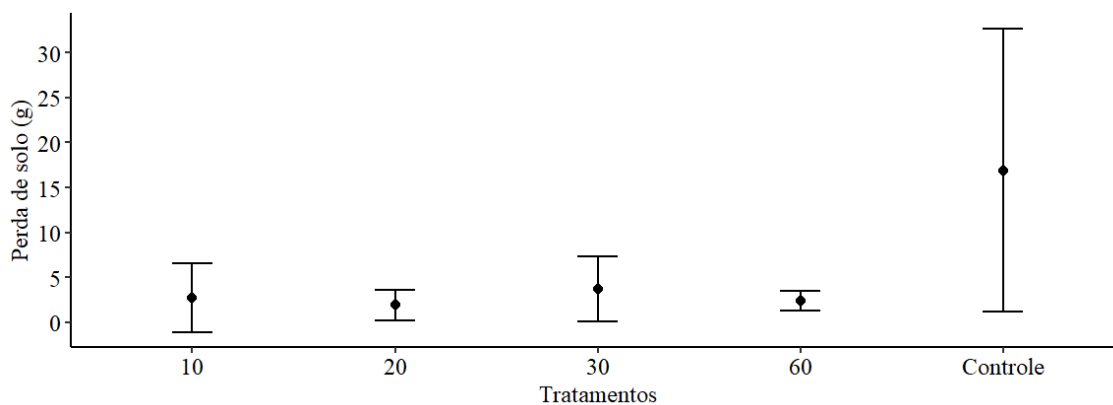


Figura 24 – Perda de solo bruta observada por tratamento no ano de monitorização.

Nota-se uma clara distinção entre o tratamento controle, sem barreiras de contenção, e os demais tratamentos que incorporaram diferentes espaçamentos entre barreiras. O controle apresentou maior média e maior variabilidade na perda de solo, atingindo valores superiores a 30 g, evidenciando a elevada suscetibilidade à erosão na ausência dessa prática conservacionista. Por outro lado, os tratamentos com barreiras registraram menores valores médios de perda de solo e menor dispersão dos dados, indicando maior estabilidade do sistema e efetividade das barreiras na redução do transporte de sedimentos.

Observa-se ainda que, apesar da ausência de diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos com barreiras, o padrão geral demonstra a redução das perdas em relação ao controle, corroborando o papel das barreiras como medida física de contenção de escoamento e de dissipação de energia cinética das chuvadas erosivas. A amplitude dos desvios-padrão reflete a variabilidade espacial natural dos processos erosivos, influenciada por diferenças no relevo e na rugosidade superficial (Mirás-Avalos et al., 2020; Figueiredo, 2015; Robichaud et al., 2008). Esses resultados reforçam a importância do manejo físico do solo para mitigação da erosão, especialmente em condições de elevada erosividade das chuvas, conforme indicado na Tabela 8.

#### 4.4.7 Cálculo da perda média anual de solo

De posse dos fatores calculados anteriormente ( $R = 914,4$ ,  $K = 0,008$ ,  $S = 1,96$ ,  $C = 1,04$  e  $P = 1,0$ ), foi possível, utilizando a equação 21, estimar a perda de solo anual (A). A Tabela 9 mostra a variação desse resultado para cada tratamento, considerando a variação do fator L. Também é apresentado o resultado da erosão pela recolha dos sedimentos em campo.

Tabela 9 – Perda de solo anual calculada pelo modelo e pela recolha de sedimentos na vinha.

<b>Tratamento</b>	<b>L</b>	<b>A (ton/ha.ano)</b>	<b>Sedimentos (ton/ha.ano)</b>
Controle	2,434	3,563	0,009
60 m	1,650	2,416	
30 m	1,167	1,708	
20 m	0,953	1,395	0,009 ± 0,006
10 m	0,674	0,986	

Observa-se uma redução progressiva da perda de solo estimada pelo modelo à medida que diminui o espaçamento entre as barreiras, evidenciando o efeito direto da redução do fator L na mitigação do processo erosivo na vinha. Neste estudo de caso, tanto o tratamento controle quanto as barreiras de espaçamento de 60 m apresentaram valores de perda de solo anual acima do limite tolerável para solos rasos e sobre material de origem consolidado de 2 ton/ha.ano (Arnoldus, 1977).

Em relação aos sedimentos efetivamente colhidos na vinha, a média dos tratamentos com barreira foram iguais ao tratamento controle, demonstrando que no ano de monitoramento, caracterizado pela ausência de chuvadas altamente erosivas, a presença das barreiras não diminuiu o transporte de sedimentos dentro do talhão, mas atuaram de forma eficaz na retenção e redução da exportação desses sedimentos para fora da área cultivada, conforme evidenciado na Figura 24.

Observa-se uma diferença expressiva entre os valores estimados pelo modelo e aqueles obtidos por meio da recolha de sedimentos em campo, com uma ordem de grandeza entre 200 e 400 vezes superior nos dados observados. Essa discrepância pode ser atribuída, em parte, às condições pluviométricas atípicas do ano de monitorização, e também pelo fato de que o monitoramento de sedimentos não abrangeu o período das

chuvadas de verão, que foram particularmente relevantes no ano em questão, e que, apesar de ter sido feito uma correção em termos da erosividade observada, pode ter influenciado a representatividade dos resultados comparativos entre o modelo e as observações de campo.

## 5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos sugerem que a adoção inicial de práticas de viticultura regenerativa pode contribuir para a mitigação da erosão e para a melhoria gradual das propriedades físicas e químicas do solo. O valor médio do fator K ( $0,008 \text{ t ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ ha mm}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) indica baixa erodibilidade, associada principalmente à elevada proporção de fragmentos grosseiros, que reduzem a suscetibilidade do solo à desagregação. O fator C médio anual ( $0,104$ ) refletiu uma diminuição aproximada de 75% do observado em sistemas vitícolas conduzidos sob manejo convencional, sugerindo que a cobertura herbácea e os resíduos culturais desempenham um papel relevante na proteção superficial do solo.

A análise da atuação das barreiras físicas e vegetais indica que ambas podem exercer influência positiva na redução do comprimento de rampa, da velocidade do escoamento superficial e da exportação de sedimentos. As barreiras estruturais têm sido descritas na literatura como capazes de favorecer a redistribuição do fluxo hídrico, o aumento da infiltração e a retenção de partículas finas, enquanto a cobertura vegetal atua simultaneamente como amortecedor da energia cinética das gotas de chuva e como fator de incremento da rugosidade superficial, reduzindo a velocidade do escoamento e o impacto direto sobre o solo. Essa interação entre elementos físicos e biológicos foi observada pela exportação de solo bruto inferiores às esperadas em sistemas convencionais, o que reforça o potencial dessas práticas como medidas de conservação e estabilização de encostas vitícolas.

A cobertura herbácea apresentou elevada biomassa e teor de matéria orgânica ( $0,84 \text{ g/g}$ ), o que pode favorecer o incremento do carbono ativo do solo. O sarmento, atualmente removido do sistema, representa um potencial adicional de aporte de carbono estável, cuja reintegração futura poderia contribuir para a sustentabilidade carbonada e estrutural do sistema.

De forma integrada, os resultados apontam indícios de melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, compatíveis com um processo inicial de recuperação edáfica sob manejo regenerativo. Esses efeitos sugerem avanços em indicadores de saúde do solo e indicam a possibilidade de incremento de serviços ecossistêmicos de regulação e suporte, como o sequestro de carbono, a conservação da umidade e o controle natural da erosão. Assim, embora ainda em fase inicial, o sistema

estudado mostra-se promissor como abordagem de gestão sustentável para vinhas em encosta, merecendo continuidade de monitoramento para confirmar a persistência e a magnitude dos efeitos observados.

## REFERÊNCIAS

Agroconsultores, & Coba. (1991). *Carta dos solos, carta do uso actual e carta de aptidão da terra do Nordeste de Portugal*. (PDRITM, Ed.). Vila Real: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

Abad, J., Zubizarreta, M., & Miranda, M. (2021). Cover crops in viticulture. A systematic review (1): Implications on soil characteristics and biodiversity in vineyards. *OENO One*, 55(1). <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2021.55.1.3599>

Andrés, P., Doblas-Miranda, E., Silva-Sánchez, A., Mattana, S., & Font, F. (2022). Physical, chemical, and biological indicators of soil quality in Mediterranean vineyards under contrasting farming schemes. *Agronomy*, 12(11), 2643. <https://doi.org/10.3390/agronomy12112643>

Arnoldus, H. M. J. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. *FAO Soils Bulletin*, 34, 39–48. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Bagarello, V., Ferro, V., & Pampalone, V. (2020). A comprehensive analysis of Universal Soil Loss Equation-based models at the Sparacia experimental area. *Hydrological Processes*, 34(7), 1545-1557. <https://doi.org/10.1002/hyp.13681>

Bansal, S. (2024). Regenerative soil management practices no-till and sheep grazing induce significant but contrasting short-term changes in the vineyard soil microbiome. *Plants People Planet*, 7(1), 176-193. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10575>

Bispo, C., Sousa, S., & Listo, D. (2023). Solo na escola: atividade prática com um simulador de erosão. *Boletim De Geografia*, 40, 418- 430. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v40.a2022.e64385>

Bocaleti, L., Gasparotto, F., Pariz, S., Filho, E., & Paccola, E. (2021). Sustentabilidade agrícola e saúde do solo. *Revista Ibero-Americana De Ciências Ambientais*, 12(5), 1-13. <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.005.0001>

Borges, T. K. D. S., Montenegro, A. A. D. A., Santos, T. E. M. D., Silva, D. D. D., & Silva Junior, V. D. P. (2014). Influência de práticas conservacionistas na umidade do solo e no cultivo do milho (*Zea mays* L.) em semiárido nordestino. *Revista Brasileira*

*de Ciência do solo*, 38, 1862-1873. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000600021>

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2016). *The Nature and Properties of Soils*. 15th ed. Pearson.

Cabrera-Pérez, C., Valencia-Gredilla, F., Royo-Esnal, A., & Recasens, J. (2022). Organic Mulches as an Alternative to Conventional Under-Vine Weed Management in Mediterranean Irrigated Vineyards. *Plants*, 11(20), 2785. <https://doi.org/10.3390/plants11202785>

Cantú, R. R., Morales, R. G. F., Schallenberger, E., & Visconti, A. (2021). Curvas de extração de nutrientes do pepineiro partenocárpico em cultivo protegido. *Agropecuária Catarinense*, 34(1), 42–47. <https://doi.org/10.52945/rac.v34i1.1046>

Cândido, H., & Silva, D. (2019). Dead coverage as soil conservationist practice. *Scientific Electronic Archives*, 12(4), 30. <https://doi.org/10.36560/1242019734>

Carvalho, M., & Lourenço, I. (2014). Conservation agriculture – a Portuguese case study. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 200(4), 317-324. <https://doi.org/10.1111/jac.12065>

Carvalho, W., Cunha, M., Amaral, I., & Filho, F. (2021). Valoração de serviços ecossistêmicos em uma bacia de abastecimento na Rota de Integração Latino-Americana. *Interações*, 22(3), 869–881. . <https://doi.org/10.20435/inter.v22i3.3041>

Catarino, S., Madeira, M., Monteiro, F., Caldeira, I., Bruno de Sousa, R., & Curvelo-Garcia, A. (2018). Mineral Composition through Soil-Wine System of Portuguese Vineyards and Its Potential for Wine Traceability. *Beverages*, 4(4), 85. <https://doi.org/10.3390/beverages4040085>

Cerdà, A., Keesstra, S. D., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Pereira, P., Brevik, E., & Jordán, A. (2017). Runoff initiation, soil detachment and connectivity are enhanced as a consequence of vineyards plantations. *Journal of Environmental Management*, 202, 268-275. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.036>

Coaracy, T. do N., Melo, D. M. A. de, Almeida, G. C. de., Giovannini, L. F., & Diniz, B. L. M. T. (2019). Soil quality in an experimental agricultural area using Pfeiffer

chromatography. *Revista Verde De Agroecologia E Desenvolvimento Sustentável*, 14(5), 678–682. <https://doi.org/10.18378/rvads.v14i5.7614>

Costa, M., Nogueira, J., & Guadalupe, J. (2021). Valoração do serviço de provisão de água da bacia do rio Cassiporé, no estado do Amapá, Brasil. *Novos Cadernos NAEA*, 24(2). <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v24i2.7724>

Christensen, B. T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European journal of soil science*, 52(3), 345-353.

Demarchi, J., Piroli, E., & Zimback, C. (2019). Estimativa de perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do ribeirão das perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. *Raega – O Espaço Geográfico Em Análise*, 46(1), 110-131. <https://doi.org/10.5380/raega.v46i1.56746>

Dissmeyer, G. E. & Foster, G. R. (1980). *A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land* (Vol. 11). USDA-Forest Service, Southeastern Area.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2019). *Diretrizes Voluntárias para a Gestão Sustentável dos Solos*. Roma. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e80570be-2c2b-4afc-9ec2-9583c2ffc0ef/content>

Food and Agriculture Organization of the United Nations – Intergovernmental Technical Panel on Soils (FAO-ITPS). (2020). *Protocol for the Assessment of Soil Ecosystem Services*. Parceria Global para o Solo. [https://www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/GSP/SSM/SSM\\_Protocol\\_EN\\_006.pdf](https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/GSP/SSM/SSM_Protocol_EN_006.pdf)

Felix, E., Vendruscolo, J., Abrantes, E., Costa, A., Gomes, V., Nascimento, G., & Lira, E. (2019). Simulação de diferentes coberturas e práticas de manejo na tolerância e perda de solo no município de areia, paraíba. *Brazilian Journal of Development*, 5(10), 22628-22642. <https://doi.org/10.34117/bjdv5n10-375>

Ferreira, A. dos S., da Costa, M. I. E., & Casimiro Filho, F. (2023). Contribuições dos serviços ecossistêmicos para a qualidade de vida no contexto do desenvolvimento sustentável. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*, 16(7), 7649–7668.

<https://doi.org/10.55905/revconv.16n.7-206>

Ferreira, L. M. R., Esteves, L. S., de Souza, E. P., dos Santos, C. A. C., & Rêgo, V. G. de S. (2019). Mudanças espaço temporal da disponibilidade de serviços ecossistêmicos em uma microbacia hidrográfica do nordeste brasileiro. *Desenvolvimento E Meio Ambiente*, 52. <https://doi.org/10.5380/dma.v52i0.57716>

Ferreira, S. L. da S., Oka-Fiori, C., & Kozciak, S. (2012). Análise multitemporal da erosão nas bacias hidrográficas dos rios São João, Iporã e do Prado, Altônia - PR, decorrente da dinâmica agropastoril. *Caminhos De Geografia*, 13(44), 15–34. <https://doi.org/10.14393/RCG134416690>

Figueiredo, T., Fonseca, F., Lima, E., Fleischfresser, L., & Hernández, Z. (2017). Assessing performance of post-fire hillslope erosion control measures designed for different implementation scenarios in NE Portugal: simulations applying USLE.

Figueiredo, T. de. & Goncalves, D. (1990). A Erosividade da Precipitação no Interior de Trás-os-Montes: distribuição espacial do factor R da Equação Universal de Perda de Solo estimado por modelo Arnouldus. *Pedon*, 136-161.

Figueiredo, T. de. (2001). *Pedregosidade e erosão hídrica dos solos em Trás-os-Montes: Contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na Região do Douro* [Tese de doutoramento, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro], Vila Real. 283 pp.

Figueiredo, T. de. (2012). *Pedregosidade dos solos em Trás-os-Montes: importância relativa e distribuição espacial*. Instituto Politécnico de Bragança.

Figueiredo, T. de. (2015). *Proteção do solo em viticultura de montanha: manual técnico para a região do Douro*. Vila Real: AVID - Associação para o Desenvolvimento da Viticultura Duriense. ISBN 978-989-98368-5-3

Figueiredo, T. de., Fonseca, F., & Hernández, Z. (2020). Terraced vineyards of the Douro wine region, Portugal: a soil and water management perspective. *Pirineos*, (175), 1-14.

Finn, D., Kopittke, P. M., Dennis, P. G., & Dalal, R. C. (2017). Microbial energy

and matter transformation in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 111, 176-192. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.010>

Fonseca, F., Figueiredo, T. de., Pires, A., & Poesen, J. (2016). Soil rock fragment profiles in degraded and pristine sites of a mountain area of NE Portugal. *Mountains 2016 – I Conferência Internacional sobre Investigação e Desenvolvimento Sustentável em Regiões de Montanha*. Instituto Politécnico de Bragança.

Francioli, D., Strack, T., Dries, L., Voss-Fels, K. P., & Geilfus, C. M. (2025). Roots of resilience: Optimizing microbe-rootstock interactions to enhance vineyard productivity. *Plants, People, Planet*, 7(3), 524-535. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10599>

Giffard, B., Winter, S., Guidoni, S., Nicolai, A., Castaldini, M., Cluzeau, D., & Leyer, I. (2022). Vineyard Management and Its Impacts on Soil Biodiversity, Functions, and Ecosystem Services. *Front. Ecol. Evol.* 10, 850272. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.850272>

Gomes, E. J. da S., Batista, I. S., & Lima, Z. M. C. (2018). Cobertura, ocupação do solo e erosão no entorno da Laguna Guaraíras/RN, Brasil. *HOLOS*, 1, 140–156. <https://doi.org/10.15628/holos.2018.5509>

Guerra, B., & Steenwerth, K. (2012). Influence of floor management technique on grapevine growth, disease pressure, and juice and wine composition: A review. *American Journal of Enology and Viticulture*, 63(2), 149-164. <https://doi.org/10.5344/ajev.2011.10001>

Guevara, C., Gonzalez-Benecke, C., & Wightman, M. (2021). Ground cover—biomass functions for early-seral vegetation. *Forests*, 12(9), 1272. <https://doi.org/10.3390/f12091272>

Hatfield, J. L., Wacha, K., & Dold, C. (2018). Why is soil organic matter so important?. *Crops & Soils*, 51(2), 4-55. . <https://doi.org/10.2134/cs2018.51.0205>

Herrero-Hernández, E., Andrades, M. S., Villalba Eguren, G., Sánchez-Martín, M. J., Rodríguez-Cruz, M. S., & Marín-Benito, J. M. (2022). Organic Amendment for the Recovery of Vineyard Soils: Effects of a Single Application on Soil Properties over Two Years. *Processes*, 10(2), 317. <https://doi.org/10.3390/pr10020317>

Iizumi, T., & Wagai, R. (2019). Leveraging drought risk reduction for sustainable food, soil and climate via soil organic carbon sequestration. *Scientific Reports*, 9(1), 19744. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55835-y>

Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária (INIAV). (2006). *Manual de fertilização das culturas* (282 p.). Lisboa: Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária.

Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). (2024). *Normal climatológica - Bragança (1991-2020)* (Versão 1.0). Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). (n.d). *Tempo e clima*. Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Recuperado em 4 de fevereiro de 2025, de <https://www.ipma.pt/pt/educativa/tempo.clima/>

Keller, B., Centeri, C., Szabó, J. A., Szalai, Z., & Jakab, G. (2021). Comparison of the Applicability of Different Soil Erosion Models to Predict Soil Erodibility Factor and Event Soil Losses on Loess Slopes in Hungary. *Water*, 13(24), 3517. <https://doi.org/10.3390/w13243517>

Kinnell, P. I. A. (2007). Runoff dependent erosivity and slope length factors suitable for modelling annual erosion using the Universal Soil Loss Equation. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(20), 2681-2689. <https://doi.org/10.1002/hyp.6493>

Koudahe, K., Allen, S. C., & Djaman, K. (2022). Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International Soil and Water Conservation Research*, 10(3), 343-354. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.03.003>

Lal, R. (2015). Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875-5895. <https://doi.org/10.3390/su7055875>

Lieskovský, J., & Kenderessy, P. (2014). Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: a case study in Vráble (Slovakia) using WATEM/SEDEM. *Land Degradation & Development*, 25(3), 288-296. <https://doi.org/10.1002/ldr.2162>

Lima, B. R., Neves, B. R., Oliveira, E. P., Bebé, F. V., Lima, P. A., Júnior, E. P. D., & Pereira, E. G. (2021). Caracterização física de solos sob diferentes usos e manejos em propriedades de agricultura familiar em Candiba-Bahia. *Brazilian Journal of Development*, 7(1), 1220-1233. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n1-082>

Liu, W., Su, Y., Yang, R., Yang, Q., & Fan, G. (2011). Temporal and spatial variability of soil organic matter and total nitrogen in a typical oasis cropland ecosystem in arid region of Northwest China. *Environmental Earth Sciences*, 64(8), 2247-2257. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1053-5>

Lopes, M., de Assis Silva, S., & Cardoso, Y. S. (2013). Variabilidade espacial da erosividade da chuva para o estado da Bahia. *Simpósio de Geoestatística Aplicada em Ciências Agrárias*, 3.

Mahood, A. L., Fleishman, E., Balch, J. K., Fogarty, F., Horning, N., Leu, M., & Bradley, B. A. (2021). Cover-based allometric estimate of aboveground biomass of a non-native, invasive annual grass (*Bromus tectorum* L.) in the Great Basin, USA. *Journal of Arid Environments*, 193. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104582>

Marques, M. J., Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., García-Díaz, A., & Sastre, B. (2020). Effects of a permanent soil cover on water dynamics and wine characteristics in a steep vineyard in the Central Spain. *Air, Soil and Water Research*, 13. <https://doi.org/10.1177/1178622120948069>

Mccool, D. K., Brown, L. C., Foster, G. R., Mutchler, C. K., & Meyer, L. D. (1987). Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*, 30(5), 1387-1396. <https://doi.org/10.13031/2013.30576>

Mihara, M., Yamamoto, N., & Ueno, T. (2005). Application of USLE for the prediction of nutrient losses in soil erosion processes. *Paddy and Water Environment*, 3(2), 111-119. <https://doi.org/10.1007/s10333-005-0006-6>

Minasny, B., & McBratney, A. B. (2018). Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European journal of soil science*, 69(1), 39-47. <https://doi.org/10.1111/ejss.12475>

Mirás-Avalos, J. M., Ramírez-Cuesta, J. M., Fandiño, M., Cancela, J. J., & Intrigliolo, D. S. (2020). Agronomic practices for reducing soil erosion in hillside vineyards under Atlantic climatic conditions (Galicia, Spain). *Soil Systems*, 4(2), 19. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4020019>

Morgan, R. P. C. (2009). *Soil erosion and conservation*. John Wiley & Sons.

Mpelasoka, B. S., Schachtman, D. P., Treeby, M. T., & Thomas, M. R. (2003). A review of potassium nutrition in grapevines with special emphasis on berry accumulation. *Australian Journal of grape and wine research*, 9(3), 154-168. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0238.2003.tb00265.x>

Nachtigall, S. D., Nunes, M. C. M., Moura-Bueno, J. M., Lima, C. L. R. D., Miguel, P., Beskow, S., & Silva, T. P. (2020). Modelagem espacial da erosão hídrica do solo associada à sazonalidade agroclimática na região sul do Rio Grande do Sul, Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 25(6), 933-946. <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020190136>

Nogueira, T. D. A., & Fonseca, B. M. (2024). Modelo de priorização de áreas para aplicação de políticas de pagamento por serviços ambientais em Belo Horizonte (MG). *Caminhos De Geografia*, 25(98). <https://doi.org/10.14393/rcg259869296>

O'Brien, F., Nesbitt, A., Sykes, R., & Kemp, B. (2025). Regenerative viticulture and climate change resilience. *OENO One*, 59(1). <https://doi.org/10.20870/oeno-one.2025.59.1.8089>

Oldfield, E. E., Wood, S. A., & Bradford, M. A. (2020). Direct evidence using a controlled greenhouse study for threshold effects of soil organic matter on crop growth. *Ecological Applications*, 30(4), e02073. <https://doi.org/10.1002/eap.2073>

Oliveira, M. T. (2001). Modeling water content of a vineyard soil in the Douro Region, Portugal. *Plant and Soil*, 233(2), 213-221. <https://doi.org/10.1023/A:1010361420899>

Oliveira, J. G. R., Ralisch, R., de Fátima Guimarães, M., de Cesare Barbosa, G. M., & Tavares Filho, J. (2012). Erosão no plantio direto: Perda de solo, água e nutrientes. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v30i3.17644>

Oliveira, J. (2024). O papel dos serviços ecossistêmicos na economia e no bem-estar da sociedade. *Observatorio De La Economía Latinoamericana*, 22(6), e5010. <https://doi.org/10.55905/oelv22n6-014>

Organização das Nações Unidas (ONU). (2015). *Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/>

Peixoto, D., Silva, E., & Almeida, J. (2016). Valoração econômica de recurso ambiental (vera) da bacia hidrográfica de Guapi/Macacu (RJ). *Revista Ibero-Americana De Ciências Ambientais*, 7(2), 217-224. <https://doi.org/10.6008/spc2179-6858.2016.002.0018>

Pimentel, D. (2006). Soil erosion: a food and environmental threat. *Environment, development and sustainability*, 8(1), 119-137. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-1262-8>

Pires, F. (2023). Determinação do risco de erosão do solo utilizando um sistema de informações geográficas. *Observatorio De La Economía Latinoamericana*, 21(9), 12609- 12626. <https://doi.org/10.55905/oelv21n9-114>

Prado, R. B., Fidalgo, E. C. C., Parron, L. M., Turetta, A. P. D., & Balieiro, F. de C. (2022). Oportunidades e desafios relacionados aos serviços ecossistêmicos de solo e água na paisagem rural. *Cadernos De Ciência & Tecnologia*, 39(2), e26955. <https://doi.org/10.35977/0104-1096.cct2022.v39.26955>

Queiroz, G. R. S. dos S., Vendruscolo, E. P., Seron, C. de C., Martins, M. B., Campos, L. F. C., Polo, G. F., & Zoz, T. (2021). Development of vine rootstock in intercropped with soil cover crops. *Revista De Ciências Agroveterinárias*, 20(3), 250-254. <https://doi.org/10.5965/223811712032021250>

Ramos, T.B., Gonçalves, M.C., Brito, D., Martins, J.C., & Pereira, L.S. (2013) Development of class pedotransfer functions for integrating water retention properties into Portuguese soil maps. *Soil Research* 51, 262–277. <https://doi.org/10.1071/SR12347>

Reichert, J. M., Suzuki, L. E. A. S., & Reinert, D. J. (2007). Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e

mitigação. *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 5, 49-134.

Reis, J. V., Freire-Silva, J., Silva, E. R. A. C. da, França, L. M. de A., Leitão, M. de M. V. B. R., & Galvíncio, J. D. (2022). Um estudo sobre os serviços ecossistêmicos no mundo baseado na análise bibliométrica da literatura internacional. *Revista Estudo & Debate*, 29(1). <https://doi.org/10.22410/issn.1983-036x.v29i1a2022.3050>

Ribéreau-Gayon, P., Dubourdieu, D., Donèche, B., & Lonvaud, A. (Eds.). (2006). *Handbook of enology, Volume 1: The microbiology of wine and vinifications* (Vol. 1). John Wiley & Sons.

Rodrigo-Comino, J., Senciales-González, J. M., Terol, E., Mora-Navarro, G., Gyasi-Agyei, Y., & Cerdà, A. (2020). Impacts of weather types on soil erosion rates in vineyards at “Celler del Roure” experimental research in Eastern Spain. *Atmosphere*, 11(6), 551. <https://doi.org/10.3390/atmos11060551>

Rocha, A. F. B., Siquieroli, A. C. S., Silva, A. D. A., Carneiro, A. M. D. L., Vasconcelos, B. N. F., & Gondim, D. D. R. (2022). Soil Quality Indicators in Agroecological Systems in the Cerrado of Minas Gerais, Brazil. *Sociedade & Natureza*, 34, e62940. <https://doi.org/10.14393/sn-v34-2022-62940>

Rosa, J. C. S., Souza, B. A., & Sánchez, L. E. (2020). Identificação de serviços ecossistêmicos em áreas de floresta mediante sensoriamento remoto. *Desenvolvimento E Meio Ambiente*, 53. <https://doi.org/10.5380/dma.v53i0.62669>

Sala, F., Dobrei, A., & Herbei, M. V. (2021). Leaf area calculation models for vines based on foliar descriptors. *Plants*, 10(11), 2453. <https://doi.org/10.3390/plants10112453>

Santos, D. S. D., & Sparovek, G. (2011). Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 1811-1818. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500035>

Santos, E., Krelling, A. P., Victal, C. R. M., Matheus, V., Stival, H. A., Delfino, P. V., & Gonçalves, C. J. M. (2023). Identificação qualitativa de indicadores de serviços ecossistêmicos prestados pelas praias nos municípios turísticos do litoral do Paraná. *Revista Contemporânea*, 3(10), 18920–18945.

<https://doi.org/10.56083/RCV3N10-124>

Santos, M. D. S. S., & da Cruz, D. D. (2018). Percepção Ambiental quanto aos Serviços Ecossistêmicos prestados pelo Parque Zoológico Arruda Câmara, João Pessoa-PB. *Revista Nordestina de Biologia*, 26(1). <https://doi.org/10.22478/ufpb.2236-1480.2018v26n1.46192>

Santos, R., Fonseca, F., Baptista, P., Paz-González, A., & de Figueiredo, T. (2023). Erosion control performance of improved soil management in olive groves: a field experimental study in NE Portugal. *Land*, 12(9), 1700. <https://doi.org/10.3390/land12091700>

Silva, A. G. da, Portes, B. C. N., Frederico, R. R., Lima, J. B. de, Souza, L. T. L. de, Teruya, M. D., & Sinisgalli, P. A. de A. (2021). *Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos costeiros e marinhos da Ilha Anchieta*. In *Anais do XVIII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECOECO 2021)*. Even3. <https://doi.org/10.29327/153477.14-14>

Silva, O., & Scherer, M. (2021). Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos da zona costeira - o caso do PNMLJ pelo método dos custos de viagem. *Geosul*, 36(79), 431-456. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e63297>

Silva, P., Oliveira, F., Martins, A., Pereira, W., Tavares, D., Amaral, A., & Silva, A. Soil health of an Albaquults under integrated crop-livestock-forest system through multivariate analysis. (2020). *Research, Society and Development*, 9(11), e2929119835. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.9835>

Silvestroni, O., Dottori, E., Pallotti, L., Lattanzi, T., Santilocchi, R., & Lanari, V. (2024). Using Legume-Enriched Cover Crops to Improve Grape Yield and Quality in Hillside Vineyards. *Agronomy*, 14(11), 2528. <https://doi.org/10.3390/agronomy14112528>

Simionatto, H. H., Santos, A. P. dos, Américo-Pinheiro, J. H. P., Silva, D. C. da C. e, & Carvalho, S. L. de. (2024). Expansões antrópicas e suas implicações no uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Córrego do Galante - SP. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental Da Alta Paulista*, 20(1). <https://doi.org/10.17271/1980082720120244789>

Simões, G. D. S., Fiore, F. A., & Silva, L. C. (2022). Mapeamento dos Serviços Ecosistêmicos providos pela Área de Proteção Ambiental do Rio Paraíba do Sul. *Ambiente & Sociedade*, 25, e01882. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210188r2vu202212ao>

Song, C., & Du, H. (2023). Effects of corn straw cover years on soil organic matter and compactness in typical black soil areas of Songnen Plain. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(1), 44. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-11113-2>

Souza, L. C. (2023). *Resposta do biocarvão nos atributos e na emissão de gases do solo* [Tese de doutoramento, Universidade Federal Rural da Amazônia]. <https://doi.org/10.37885/230312402>

Tavares, F. S. B., Bergier, I., & Guaraldo, E. (2021). Análise cienciométrica de espaços verdes urbanos e seus serviços ecosistêmicos. *Interações (Campo Grande)*, 22, 103-114. <https://doi.org/10.20435/inter.v22i1.2596>

U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. (2022). *Bulk density: Soil health guide*. [https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-11/Bulk%20Density%20-%20Soil%20Health%20Guide\\_0.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-11/Bulk%20Density%20-%20Soil%20Health%20Guide_0.pdf)

Valle Júnior, R. F. D., Galbiatti, J. A., Martins Filho, M. V., & Pissarra, T. C. (2010). Potencial de erosão da bacia do Rio Uberaba. *Engenharia Agrícola*, 30, 897-908. <https://doi.org/10.1590/s0100-69162010000500012>

Van Wesemael, B., Poesen, J., & de Figueiredo, T. (1995). Effects of rock fragments on physical degradation of cultivated soils by rainfall. *Soil and Tillage Research*, 33(3-4), 229-250.

Vezzani, F. (2015). Soils and the ecosystem services. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 8, 673-684.

Viana, E. T., Batista, M. A., Tormena, C. A., Costa, A. C. S. D., & Inoue, T. T. (2011). Atributos físicos e carbono orgânico em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 2105-2114. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000600025>

Villat, J., & Nicholas, K. A. (2024). Quantifying soil carbon sequestration from regenerative agricultural practices in crops and vineyards. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 7, 1234108. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1234108>

Vogel, G. F., & Fey, R. (2016). Resistência mecânica à penetração em diferentes sistemas de uso do solo. *Revista De Agricultura Neotropical*, 3(1), 21-26. <https://doi.org/10.32404/rean.v3i1.812>

Williams, A., Hunter, M. C., Kammerer, M., Kane, D. A., Jordan, N. R., Mortensen, D. A., & Davis, A. S. (2016). Soil water holding capacity mitigates downside risk and volatility in US rainfed maize: time to invest in soil organic matter?. *PloS one*, 11(8), e0160974. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160974>

Wine Industry Association of Western Australia (WineWA). (2020). *Managing grapevine nutrition and vineyard soil health*. [https://winewa.asn.au/wp-content/uploads/2020/04/Grapevine\\_Nutrition\\_LR\\_2.pdf](https://winewa.asn.au/wp-content/uploads/2020/04/Grapevine_Nutrition_LR_2.pdf)

Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning* (Agriculture Handbook No. 537). U.S. Department of Agriculture.

## ANEXO I

Tabela 10 – Médias e desvios-padrão dos parâmetros químicos do solo por transecto.

	Transectos							
	A		B		C		D	
	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	5-20
<b>MO (g/kg)</b>	37,48 ± 2,12	33,20 ± 3,34	37,10 ± 5,73	25,38 ± 5,41	33,88 ± 5,68	26,28 ± 4,60	45,30 ± 5,11	34,70 ± 2,45
<b>C Total (g/kg)</b>	13,60 ± 2,07	10,00 ± 4,30	10,40 ± 1,14	6,20 ± 2,95	12,40 ± 3,97	7,60 ± 2,41	14,00 ± 1,58	9,80 ± 1,48
<b>N Total (g/kg)</b>	1,18 ± 0,16	1,30 ± 0,74	0,94 ± 0,06	1,08 ± 0,55	1,32 ± 0,54	1,38 ± 0,85	1,40 ± 0,14	1,74 ± 0,76
<b>Acidez de troca (cmol/kg)</b>	0,82 ± 0,61	1,66 ± 0,83	0,38 ± 0,38	1,44 ± 0,93	0,12 ± 0,22	0,68 ± 0,62	0,16 ± 0,11	0,96 ± 0,52
<b>Na (cmol/kg)</b>	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,06	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01
<b>K (cmol/kg)</b>	0,30 ± 0,09	0,17 ± 0,04	0,48 ± 0,07	0,33 ± 0,06	0,45 ± 0,09	0,29 ± 0,05	0,48 ± 0,06	0,32 ± 0,02
<b>Ca (cmol/kg)</b>	2,80 ± 2,26	1,34 ± 1,38	4,06 ± 0,88	2,22 ± 0,91	5,96 ± 2,27	3,10 ± 0,76	4,06 ± 1,58	2,26 ± 0,80
<b>Mg (cmol/kg)</b>	0,25 ± 0,08	0,12 ± 0,05	0,81 ± 0,16	1,03 ± 0,37	1,08 ± 0,15	1,05 ± 0,15	0,70 ± 0,06	0,51 ± 0,09
<b>CTCe (cmol/kg)</b>	4,18 ± 1,92	3,31 ± 0,73	5,73 ± 0,58	5,03 ± 0,54	7,61 ± 2,15	5,16 ± 0,57	5,40 ± 1,49	4,07 ± 0,46
<b>K (mg/kg)</b>	116,80 ± 35,42	64,40 ± 16,29	188,80 ± 25,23	129,80 ± 22,60	175,60 ± 35,96	113,20 ± 20,36	189,00 ± 22,39	125,80 ± 9,50
<b>P solúvel (mg/kg)</b>	5,60 ± 2,61	2,80 ± 1,79	5,40 ± 1,34	2,40 ± 1,14	5,60 ± 2,07	2,60 ± 0,89	4,40 ± 1,67	2,40 ± 0,55
<b>Saturação por acidez (g/100g)</b>	24,63 ± 18,57	55,48 ± 29,60	6,99 ± 8,21	29,15 ± 19,87	2,01 ± 3,10	13,85 ± 12,22	3,07 ± 2,34	24,76 ± 14,66
<b>pH em H2O</b>	5,70 ± 0,74	5,26 ± 0,53	6,04 ± 0,43	5,64 ± 0,32	6,40 ± 0,51	5,84 ± 0,35	6,06 ± 0,42	5,52 ± 0,18
<b>Condutividade elétrica (dS/m)</b>	0,04 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,02 ± 0,01
<b>Relação C/N</b>	11,42 ± 0,79	8,16 ± 1,62	10,90 ± 1,14	7,14 ± 3,93	9,94 ± 1,11	6,50 ± 2,47	9,94 ± 0,44	6,34 ± 1,92
<b>Soma de bases</b>	3,37 ± 2,41	1,64 ± 1,47	5,37 ± 0,95	3,59 ± 1,18	7,51 ± 2,28	4,44 ± 0,87	5,25 ± 1,59	3,10 ± 0,89
<b>V%</b>	75,52 ± 18,53	44,64 ± 29,72	93,02 ± 8,17	70,75 ± 19,97	98,03 ± 3,98	85,99 ± 12,14	96,85 ± 2,40	75,31 ± 14,64