

**Avaliação do potencial de utilização de resíduos sólidos urbanos
compostados em videira**

Jéssica Thais Nepomuceno Carvalho

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau
de Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a Universidade
Tecnológica Federal do Paraná*

Orientado por

Prof.^a Dr. Margarida Maria Arrobas Rodrigues – IPB

Prof. Dr. Manuel Ângelo Rosa Rodrigues – IPB

Prof.^a Dr. Giovana Clarice Poggere – UTFPR

Bragança

2020

“A quem me pergunta se sou pessimista ou otimista, respondo que o meu conhecimento é de pessimista, mas a minha vontade e a minha esperança são de otimista.”

Albert Schweitzer

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à Deus, por iluminar os meus passos e me amparar em todos os momentos.

A minha família, especialmente minha mãe Vera e meu pai Adilso, que sempre estiveram ao meu lado e apesar da distância me transmitiram todo amor, dedicação e incentivo para realização deste trabalho.

Agradeço aos meus orientadores, prof.^a Dr. Margarida Arrobas, prof. Dr. Manuel Ângelo Rodrigues e prof.^a Dr. Giovana Poggere por todo suporte e ensinamentos que possibilitaram a conclusão desta dissertação. Pela paciência e palavras de incentivos para cumprimento dos objetivos.

As técnicas do Laboratório de Solos Rita e Ana por todo auxílio prestado na realização das análises e exemplo profissional mesmo em tempos adversos. Agradeço também a Soraya pelo apoio nas determinações em laboratório.

Aos meus amigos, com carinho especial, aos que permaneceram no Brasil e amigos que conquistei em Bragança por me apoiarem e acreditarem em mim. Obrigada pelas conversas e carinho, por serem minha segunda família e por todos os bons momentos compartilhados.

Profundo agradecimento a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Medianeira e o Instituto Politécnico de Bragança pela oportunidade da realização deste projeto de dupla diplomação e aos professores envolvidos em toda esta trajetória.

A todos os outros que colaboraram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

O descarte dos resíduos sólidos urbanos é a grande preocupação no seu gerenciamento, devido aos impactos ambientais associados ao fim do seu ciclo de vida. Dentre as tecnologias disponíveis, a compostagem está entre as mais comuns para auxiliar na gestão dos resíduos e a aplicação do composto em campos agrícolas se torna fundamental para suprir as necessidades das plantas. Dessa forma, o trabalho objetivou avaliar o impacto da aplicação de um composto proveniente do tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (RSU), na quantidade de 20 t/ha, numa vinha pelo período de três anos, em comparação com uma modalidade testemunha, sem aplicação de RSU. O experimento foi conduzido em um vinhedo localizado nas dependências do Instituto Politécnico de Bragança e utilizou-se um composto proveniente da empresa intermunicipal de tratamento de resíduos, denominada de “Resíduos do Nordeste”. As análises envolveram a avaliação de macronutrientes, micronutrientes e disponibilidade de metais pesados no solo e em diferentes partes da planta. A aplicação do composto teve um impacto muito positivo na fertilidade geral do solo com destaque para aumento do seu teor em matéria orgânica, teor em nutrientes como fósforo e potássio e para um aumento da capacidade de troca catiônica. A aplicação do composto não aumentou de forma significativa a disponibilidade de metais pesados nem no solo nem nas diferentes partes da videira (folhas e frutos). Assim, considera-se o seu uso viável como fertilizante para aumentar o ciclo de vida dos resíduos e, simultaneamente, suprir as demandas nutricionais da videira, para além de melhorar as características físicas e químicas do solo.

Palavras-chave: *Vitis vinifera*; compostagem; metais pesados; biodisponibilidade; análise de solos e plantas.

ABSTRACT

The disposal of solid urban waste is a major concern in its management, due to the environmental impacts associated with the end of its life cycle. Among the available technologies, composting is an appropriate process to assist in the management of organic waste. In addition, the application of the compost in agricultural fields becomes essential to supply the needs of the plants. Thus, the work aimed to evaluate the impact of the application of a compound from the treatment of the organic fraction of urban solid waste (MSW), in the amount of 20 t / ha, in a vineyard for a period of three years, in comparison with a control treatment, without application of MSW. The experiment was carried out in a vineyard located in a field at the Polytechnic Institute of Bragança and a compost from the intermunicipal waste treatment company, “Resíduos do Nordeste”, was used. The analyzes involved the evaluation of macronutrients, micronutrients and availability of heavy metals in the soil and in different parts of the plant. The application of the compost had a positive impact on the general soil fertility, with emphasis on the increase of its organic matter content, content of nutrients such as phosphorus and potassium and for an increase in the cation exchange capacity. The application of the compost did not significantly increase the availability of heavy metals neither in the soil nor in the different parts of the vine (leaves and fruits). Thus, its use is considered as an adequate fertilizer to increase the life cycle of the residues and, simultaneously, to meet the nutritional demands of the vine, in addition to improving the physical and chemical characteristics of the soil.

Keywords: *Vitis vinifera*; composting; heavy metals; bioavailability; soil and plant analysis.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Destinos finais dos RSU's (APA, 2019).....	5
Figura 2. Processo de compostagem (Adaptado de Prampolim et al., 2015).....	12
Figura 3. Área de cultivo da videira.	15
Figura 4. Colheita dos frutos em outubro de 2019.	19
Figura 5. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de metais pesados no solo de acordo com a profundidade.	24
Figura 6. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais nas diferentes partes da uva.	33

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Quantitativos de RSU's produzidos (10 ³ t) (APA, 2019).....	4
Tabela 2. Valores máximos admissíveis para os teores totais de metais pesados na matéria fertilizante (mg/kg de matéria seca) (Adaptado de Decreto-Lei n° 103/2015).....	6
Tabela 3. Biodisponibilidade de metais pesados no solo em função do seu teor em matéria orgânica (Fairbrother, 2007).....	8
Tabela 4. Teores máximos admissíveis de certos contaminantes presentes nos gêneros alimentícios (Adaptado do Regulamento (CE) n.º 1881/2006).....	8
Tabela 5. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo (Instrução Normativa n° 7, de 12 de abril de 2016).....	10
Tabela 6. Substâncias tóxicas e os efeitos a saúde (OMS, 2010).....	14
Tabela 7. Propriedades do solo de cultivo.....	16
Tabela 8. Caracterização do composto.....	20
Tabela 9. Análise do complexo de troca no solo nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.....	21
Tabela 10. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado no teor de matéria orgânica (MO), pH em água, fósforo (P ₂ O ₅) e potássio (K ₂ O) extraíveis e capacidade de troca catiónica (CTC), nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.....	22
Tabela 11. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de micronutrientes no solo de acordo com a profundidade.....	23
Tabela 12. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de macronutrientes na vegetação espontânea em 2020.....	25
Tabela 13. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de micronutrientes na vegetação espontânea em 2020.....	25
Tabela 14. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de metais pesados na vegetação espontânea em 2020.....	26
Tabela 15. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nas folhas da videira.....	27
Tabela 16. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nas folhas da videira.....	27
Tabela 17. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nas folhas da videira.....	28
Tabela 18. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais pesados nas folhas da videira.....	28

Tabela 19. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nos pecíolos.	29
Tabela 20. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nos pecíolos.	29
Tabela 21. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nos pecíolos.	30
Tabela 22. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais pesados nos pecíolos.....	30
Tabela 23. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nas diferentes partes da uva.	31
Tabela 24. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nas diferentes partes da uva.	32
Tabela 25. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes no sumo da uva.	34
Tabela 26. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes no sumo da uva.	34
Tabela 27. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais pesados no sumo da uva.	34

ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO	II
ABSTRACT	III
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
ÍNDICE DE TABELAS	V
ÍNDICE GERAL	
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivos Gerais	2
2.2. Objetivos Específicos	2
3. REFERENCIAL TEÓRICO	3
3.1. Resíduos sólidos urbanos	3
3.2. Resíduos sólidos urbanos em Portugal	4
3.3. Resíduos sólidos urbanos no Brasil.....	9
3.4. Gerenciamento dos RSU's	11
3.5. Os metais pesados no solo.....	13
4. MATERIAL E MÉTODOS	14
4.1. Clima	15
4.2. Propriedades do solo	15
4.3. Análises do solo.....	17
4.3.1. Textura do solo	17
4.3.2. pH	17
4.3.3. Fósforo e potássio	17
4.3.4. Carbono orgânico.....	17
4.3.5. Capacidade de troca catiônica (CTC)	17
4.3.6. Disponibilidade de boro no solo	18
4.3.7. Biodisponibilidade de micronutrientes e metais pesados	18
4.4. Análise de tecidos vegetais.....	18
4.4.1. Preparo da amostra.....	18
4.4.2. Análise química elementar.....	19
4.4.2.1. Determinação do nitrogênio.....	19
4.4.2.2. Determinação do boro.....	19
4.4.2.3. Determinação P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Cd, Ni, Cr..	19
4.5. Análise estatística	20
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	20
5.1. Características do composto aplicado	20

5.2.	Efeito da aplicação do composto no solo	21
5.3.	Efeito da aplicação do composto na vegetação espontânea	24
5.4.	Efeito da aplicação do composto na videira	26
5.4.1.	Folhas.....	26
5.4.2.	Pecíolos.....	28
5.5.	Efeito da aplicação do composto na uva	31
5.5.1.	Película, semente e engaço	31
5.5.2.	Sumo.....	34
6.	CONCLUSÃO	35
	REFERÊNCIAS	36

1. INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos em Portugal é regulamentada pelo DL n.º 73/2011, de 17 de junho, que aplica o Regime Geral de Gestão de Resíduos (RGGR) proveniente da diretiva n.º 2008/98/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro.

A atual legislação do RGGR (2011) considera um resíduo sólido como "*(...) resíduo proveniente de habitações, bem como outro resíduo que, pela sua natureza ou composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações*". Dessa forma, esta classificação abrange todos os resíduos semelhantes aos resíduos domésticos (resíduos do comércio, indústria e serviços), independentemente dos quantitativos diários produzidos, resultando que a diferenciação está sobretudo no modo de gestão e responsabilidade pelo resíduo gerado.

A gestão adequada contribui para a segurança de riscos e preservação dos recursos naturais, tanto ao nível da prevenção como através da reciclagem e valorização. Essas medidas contam com o auxílio de outros instrumentos jurídicos específicos que constituem o reflexo da importância desta atividade.

Segundo dados divulgados pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), em 2019 foram produzidos em Portugal 5.281 milhões de toneladas (t) de resíduos urbanos, o que corresponde a uma geração de 513 kg/hab/ano, cerca de 25,12% superior à meta de 410 kg/hab/ano a atingir em 2020. Desse total, de entre as principais formas de destinação realizadas no país, os resíduos são distribuídos de tal forma: 33% para aterro, 24% para tratamento mecânico e biológico, 19% para valorização energética, 11% para valorização material (resíduos de triagem para reciclagem), 9% para tratamento mecânico (processo de triagem para valorização) e 2% para valorização orgânica (tratamento biológico para compostagem) (APA, 2020).

A valorização orgânica pode ser executada a partir do processo de compostagem e considera-se esta uma das formas de valorização de resíduos mais significativa na gestão dos resíduos sólidos, constituindo uma indicação mencionada no Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU) e na estratégia nacional para a redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB) destinados aos aterros.

Ainda, segundo o relatório da APA, em Portugal Continental existem 23 centrais de valorização orgânica distribuídas por 16 infraestruturas de tratamento de resíduos. Essas unidades são diferenciadas pelo seu modo de funcionamento, sendo os resíduos

inicialmente separados mecanicamente e a fração orgânica direcionada para o tratamento biológico que recebe o material heterogêneo proveniente de uma recolha indiferenciada. Acerca do tratamento propriamente dito, 10 centrais realizam apenas compostagem dos resíduos orgânicos e 12 implementaram um sistema de digestão anaeróbia seguida de compostagem.

A compostagem da fração orgânica de RSU's aumenta o ciclo de vida deste tipo de resíduo no caso em que o composto produzido é usado em culturas agrícolas. A quantidade autorizada em culturas arbóreas e arbustivas está restringida por lei à quantidade máxima de 10 t/ha (Decreto-Lei n.º 103/2015) para evitar problemas de contaminação dos produtos agrícolas com metais pesados. No entanto, não se conhece o real efeito da aplicação deste tipo de produtos na quantidade de metais pesados no solo nem nas diferentes partes das culturas permanentes.

É neste contexto que surge este trabalho, com o principal objetivo de avaliar a qualidade do composto gerado a partir dos resíduos sólidos urbanos (RSU's) e o impacto da sua aplicação ao solo nas suas propriedades e na qualidade de produtos agrícolas.

Espera-se que os resultados possam incentivar a valorização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e a aplicação do composto em solos agrícolas, avaliando se as restrições descritas na lei correspondem a problemas de qualidade do solo e qualidade de produtos agrícolas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos Gerais

Avaliar o impacto da aplicação de um resíduo sólido urbano compostado na quantidade de 20 t/ha numa vinha pelo período de três anos, em comparação com uma modalidade testemunha, sem aplicação de RSU.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a quantidade de nutrientes e de metais pesados acumulados no solo;
- Avaliar a concentração de metais pesados nos tecidos das diferentes partes da videira (pecíolos, folhas e uvas);
- Avaliar o potencial do composto como fertilizante;

- Avaliar os efeitos eventualmente prejudiciais da aplicação do composto na produção de uma vinha, na qualidade das uvas e na qualidade do solo.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Resíduos sólidos urbanos

No momento atual um dos maiores problemas ambientais é o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, mais especificamente na sua coleta e disposição, que afetam áreas urbanas, mas também rurais, em muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento. A produção dos resíduos sólidos vem crescendo de forma acelerada e a tendência é que esse comportamento permaneça, acompanhando a expansão das cidades. A gestão eficaz dos resíduos sólidos demanda esforços públicos e colaboração da comunidade, mas muitas vezes fica comprometida devido aos altos custos associados e à falta de entendimento sobre os diferentes fatores que afetam todo o sistema de manuseio (Hussein & Mansour, 2018).

Em geral, os municípios são as autoridades responsáveis pelo sistema de gestão de resíduos e pela garantia de qualidade de vida da população (Sujuddin et al., 2008). Apesar das adversidades encontradas pelos recursos financeiros e organização, estas entidades devem sempre implementar melhorias no processo, incluindo instrução aos habitantes com ações de educação ambiental. Segundo dados da Organização Mundial da Saúde (OMS), por ano são produzidas mais de 2 bilhões de toneladas de resíduos no mundo, valor que tende a aumentar se os hábitos não forem mudados.

O descarte dos resíduos sólidos urbanos é a grande preocupação no seu gerenciamento, devido aos impactos ambientais associados ao fim do seu ciclo de vida. De entre as tecnologias para a eliminação de resíduos, o aterro convencional, a incineração e a compostagem são métodos comuns nos sistemas de gestão. A reciclagem e reutilização são políticas sustentáveis que podem ser adotadas para a geração de outros produtos e materiais. As soluções de gerenciamento devem ser financeiramente sustentáveis, tecnicamente viáveis, social e legalmente aceitáveis e amigas do ambiente (Hussein & Mansour, 2018).

A composição dos resíduos sólidos depende de vários fatores dos quais se destacam hábitos alimentares, tradições culturais, *status* socioeconômico e condição climática (Enayetullah et al., 2005). Estudos como o de Sujuddin et al. (2008) revelaram que

quanto maior for o poder aquisitivo de uma família, maior é a geração diária de resíduos que a mesma apresenta, além de outras variáveis como religião, tamanho da família, emprego dos indivíduos, idade, educação e situação da moradia.

Tendo como exemplo, na União Europeia (UE), durante o ano de 2016 foram gerados 6.953 t/dia de resíduos, aproximadamente 5,0 toneladas de resíduos por habitante, dos quais 38,7% foram depositados em aterro, 37,8% foram reciclados, 9,9% destinados para enchimento, 5,6% para recuperação de energia, 1% incinerados sem recuperação de energia e os 7% finais eliminados de outra forma. Como esperado e relatado em vários estudos, os Estados-Membros da UE de menor dimensão, em geral, relataram níveis mais baixos de geração de resíduos e os países maiores, os mais elevados. No total, em 2016, a geração de resíduos foi na ordem de 2.538 milhões de toneladas (Eurostat, 2019).

3.2. Resíduos sólidos urbanos em Portugal

Em Portugal Continental, foram geridos em 2019 pelos sistemas de gestão cerca de 5007 mil toneladas de resíduos urbanos, cerca de 511 kg/hab/ano, o que corresponde a um aumento de 1% em relação ao ano anterior (APA, 2020), tal como se verifica na Tabela 1.

Tabela 1. Quantitativos de RSU's produzidos (10^3 t) (APA, 2019).

Região/Ano	2015	2016	2017	2018	2019
Portugal Continental	4523	4640	4745	4945	5007
Região Autónoma da Madeira	110	119	124	126	129
Região Autónoma dos Açores	132	132	137	142	146
Total	4765	4891	5006	5213	5281
Variação face ao ano anterior	↑1%	↑3%	↑2%	↑4%	↑1%

Subdividindo esses resíduos de acordo com as características físicas e especificações técnicas da Portaria n.º 851/2009, de 7 de agosto, observa-se que a maior parte do material produzido (36,40%) é classificado como bio-resíduos (APA, 2019), constituído essencialmente por resíduos de jardim biodegradáveis, resíduos alimentares e de cozinha das habitações, dos restaurantes, das unidades de *catering* e de retalho e os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos, os quais podem ser

amplamente reutilizados em processos de digestão, reduzindo o encaminhamento para os aterros (Portugal, 2009).

Um dos objetivos da política de resíduos, definido pelo Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), é o aumento da qualidade e quantidade dos resíduos recicláveis recolhidos seletivamente. Para obter êxito nesta meta, nota-se um significativo aumento do número de equipamentos e infraestruturas de recolha seletiva, designadamente ecopontos e ecocentros que incentivam este tipo de recolha (APA, 2019). Contudo, o indicador no ano de 2018 apresentou um valor de 43 kg/hab/ano de retomas de recolha seletiva, o que revela uma grande necessidade de investimento nas ações ambientais para alcançar a meta de 47 kg/hab/ano em 2020.

Relativamente aos destinos dos resíduos sólidos urbanos, o resultado encontra-se dentro das estatísticas de países desenvolvidos, onde a maior parte dos materiais são encaminhados para aterros, conforme mostrado na Figura 1.

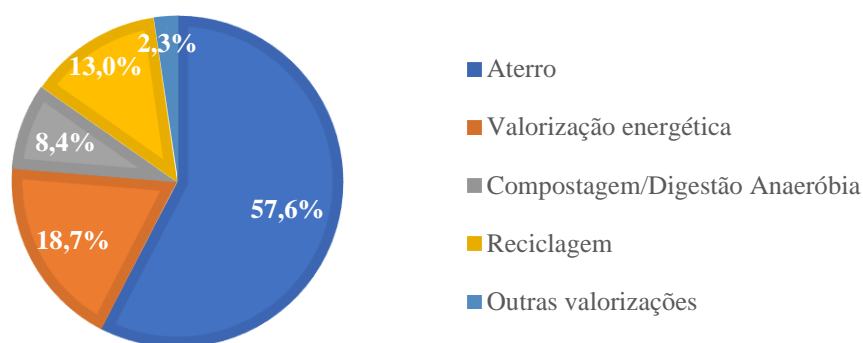


Figura 1. Destinos finais dos RSU's (APA, 2020).

Legislação em Portugal

O Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho determina regras e normas para a comercialização de adubos e materiais fertilizantes em Portugal e estabelece valores e critérios a serem atendidos para sua utilização. O produto obtido por processo controlado de transformação e estabilização de resíduos orgânicos está apresentado no grupo de corretivos orgânicos, com a denominação de corretivo “composto”. Este tipo de produtos aparece dividido em diferentes categorias pelo referido diploma, sendo a Classe II A a que se refere ao composto produzido a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos indiferenciados. De acordo com o decreto referido, o tipo de composto estudado

neste trabalho é recomendado para “(...) culturas agrícolas arbóreas e arbustivas nomeadamente pomares, olivais e vinhas e para espécies silvícolas.” Segundo a APA (2019), foram produzidos 60.933 t de composto em 2018 provenientes de Unidades de Valorização Orgânica (seletiva) e Unidades de Tratamento Mecânico e Biológico, distribuídos em 36% classe I, 9% classe II e 55% classe IIA.

De entre os requisitos para caracterização dos materiais fertilizantes a partir de resíduos e outros componentes orgânicos estão: conteúdo em matéria orgânica, humidade, granulometria, pH, fitotoxicidade, microrganismos patogênicos, sementes e propágulos de infestantes, metais pesados, materiais inertes antropogênicos e pedras, compostos orgânicos, dioxinas e furanos. A qualidade do composto de RSU depende de muitas fontes de variação, incluindo o projeto da instalação de compostagem, a fonte de matéria-prima e as proporções utilizadas, o procedimento de compostagem e o tempo de maturação (Hargreaves, 2008).

A regulamentação orienta a quantidade máxima, por classe, de composto orgânico que pode ser aplicável ao solo, sendo que, para composto de Classe II A o máximo permitido anualmente é a aplicação de 10 t/ha, quantidade que depende não só das características do solo, mas também da qualidade da matéria fertilizante que, em sua maioria, apresenta problemas com relação a presença de metais nocivos provenientes do RSU, que podem ser tóxicos para os ecossistemas e plantas, particularmente, metais na forma de íons que podem ser mais facilmente utilizados pelas plantas (Zhao, 2019). A Tabela 2 apresenta os valores máximos permitidos de metais pesados em todas as classes de composto de acordo com o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho.

Tabela 2. Valores máximos admissíveis para os teores totais de metais pesados na matéria fertilizante (mg/kg de matéria seca) (Adaptado de Decreto-Lei nº 103/2015).

Parâmetro	Matéria fertilizante			
	Classe I	Classe II	Classe IIA	Classe III
Cádmio (Cd)	0,7	1,5	3	5,0
Chumbo (Pb)	100	150	300	500
Cobre (Cu)	100	200	400	600
Crómio (Cr)	100	150	300	400
Mercúrio (Hg)	0,7	1,5	3	5,0
Níquel (Ni)	50	100	200	200
Zinco (Zn)	200	500	1000	1500

Deve ser levado em consideração também que a biodisponibilidade de metais para as plantas depende das características do solo, que pode aumentar de acordo com sua composição, nomeadamente com a sua textura e teor em matéria orgânica. O uso seguro do composto na agricultura pode ser assegurado com a triagem de RSU's a serem compostados, realizando a separação dos resíduos de forma a garantir a qualidade a partir do desenvolvimento e implementação de padrões de segurança abrangentes da indústria. Assim, é necessária uma verificação completa da biodisponibilidade do metal em solos que exibam uma variedade de fatores que afetam a absorção das plantas. Esses fatores incluem pH, capacidade de troca catiônica (CTC), conteúdo de matéria orgânica, estrutura do solo e textura do solo (Pinamonti et al., 1999).

Quando realizada de forma correta, a aplicação do produto da compostagem no solo pode trazer inúmeros benefícios como: melhoria da estrutura e aeração do solo, aumento da capacidade de absorção de água e estabilidade do pH, melhor aproveitamento dos fertilizantes minerais, aumento na disponibilização de micro e macro nutrientes, que, na matéria orgânica bruta permanecem imobilizados, ativação substancial da vida microbiana e efeito controlador sobre doenças e pragas de plantas (Prampolim et al., 2015).

Um estudo desenvolvido pela *U. S. Environmental Protection Agency (EPA)*, proporcionou a criação de um documento intitulado de *Framework for Metals Risk Assessment* que apresenta princípios de avaliação para os riscos inerentes aos metais pesados, considerando o comportamento e características dos compostos que podem afetar a saúde humana e o ecossistema. Ademais, o documento abrange as propriedades dos metais, as reações químicas e os processos físicos e biológicos que estão associados e questões sobre a absorção, distribuição, transformação e supressão de um metal. Fairbrother et al. (2007) avaliou quantitativamente a disponibilidade de cátions metálicos, nos solos contaminados para as plantas, comparando solos com diferentes teores de matéria orgânica e pH. No resultado apresentado na Tabela 3 pode ver-se a referência a menor disponibilidade de metais pesados no solo quando o teor de matéria orgânica do solo é maior e quando o valor de pH se encontra acima de 5,5. A matéria orgânica do solo interfere no processo de adsorção a partir da ligação com os íons metálicos, formando complexos envolvendo vários grupos funcionais. O pH controla o potencial da adsorção a partir da capacidade de troca de cátions, o que acarreta transformações de cargas elétricas na superfície dos minerais. O aumento da alcalinidade provoca a dissociação de H^+ de grupos OH da matéria orgânica o que possibilita maior adsorção de certos metais

(Alleoni et al., 2005). Vale ressaltar que há variabilidade de respostas em diferentes compostos metálicos e a absorção para as plantas dependendo de cada espécie e seu poder de assimilação.

Tabela 3. Biodisponibilidade de metais pesados no solo em função do seu teor em matéria orgânica (Fairbrother et al., 2007).

pH do solo (H ₂ O)	Teor de Matéria Orgânica (MO)		
	MO < 2 %	2 ≤ MO < 6%	MO ≥ 6%
4,0 < pH ≤ 5,5	Muito Alta	Alta	Média
5,5 < pH ≤ 7,0	Alta	Média	Baixa
7,0 < pH ≤ 8,5	Média	Baixa	Muito baixa

Valores máximos admissíveis de contaminantes em alimentos

A contaminação em alimentos por metais pesados e toxinas pode ocorrer por três vias, agrícola, industrial e ambiental ou poluentes orgânicos persistentes (POP's). Diante disso, a legislação comunitária para alimentação humana estabelece valores máximos a serem respeitados e orienta a manter o nível dos contaminantes o mais baixo diante do permitido.

O Regulamento (CE) n.º 1881/2006 da Comissão de 19 de dezembro fixa os teores máximos de certos contaminantes permitidos nos gêneros alimentícios e entre os metais pesados encontra-se o Arsênio (Ar), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Estanho (Sn) e Mercúrio (Hg). Caso haja um contaminante em quantidade toxicologicamente inaceitável a sua comercialização é proibida. Por este motivo é aconselhável que haja boas práticas de qualidade em todas as fases do processo.

Tabela 4. Teores máximos admissíveis de certos contaminantes presentes nos gêneros alimentícios (Adaptado do Regulamento (CE) n.º 1881/2006).

Metais	Teores máximos (mg/kg de peso fresco)
Pb ^{1,3}	0,10
Pb ²	0,05
Pb ⁴	0,20
Cd ^{1,3}	0,05

¹ Frutos, com exceção de avelãs, groselhas, bagas de sabugueiro-preto e medronhos.

² Sumos de frutos, sumos de frutos concentrados reconstituídos e néctares de fruto.

³ O teor máximo aplica-se após lavagem do fruto ou do produto hortícola e separação da parte comestível.

⁴ Vinho aromatizado, bebidas aromatizadas à base de vinho e cocktails aromatizados de produtos vitivinícolas.

3.3. Resíduos sólidos urbanos no Brasil

No ano de 2018 foram geradas 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos no Brasil, que representam uma média de 380 kg/ano por habitante. Do total de resíduos, 72,7 milhões de toneladas foram coletadas, e a participação das regiões relacionada com a coleta está dividida em 5 regiões com as seguintes proporções: Norte – 6,6%, Centro-Oeste – 7,5%, Sul - 10,8%, Nordeste – 22% e Sul com 53,2% (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE, 2019). Esses dados permitem refletir que os recursos disponíveis para gestão eficaz dos resíduos estão partilhados de forma desigual o que, muitas vezes, compromete um serviço de qualidade.

No que respeita ao encaminhamento, 59,5% dos resíduos teve uma disposição final adequada e esta quantidade foi encaminhada para aterros sanitários. Outra parcela importante foi encaminhada para lixões e aterros controlados, que representam um grande risco de impacto ambiental. A reciclagem dos materiais é resultado de ações de cooperativas e associações de catadores, que categorizam os resíduos em papéis, plásticos, alumínio, outros metais (sucata e cobre, por exemplo), vidros e outros materiais (eletroeletrônicos, óleos e gorduras residuais e outros materiais não especificados) (ABRELPE, 2019). A Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis (ANCAT) registrou, em 2018, 67.048 toneladas de resíduos coletados e comercializados pelas entidades que acompanha.

A não geração de resíduos destaca-se como prioridade na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e é pautada em instrumentos para adequada gestão, levando em conta diretrizes que abordam as responsabilidades de cada um diante as ações. Conforme estimativas realizadas pela ABRELPE, baseado na série histórica, o Brasil alcançará uma geração anual de 100 milhões de toneladas por volta de 2030, reforçando que muito tem que ser desenvolvido para obter melhores resultados sobre a gestão de resíduos, principalmente na coleta seletiva, recuperação de materiais e disposição final dos resíduos coletados.

No Brasil há algumas instruções normativas que formalizam tolerâncias sobre os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais. De acordo com Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009 esses compostos fertilizantes são classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção, em Classe A, B, C e D. No âmbito deste trabalho, o composto proveniente de resíduos sólidos urbanos é classificado em B, sendo: “(...) *fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza*

matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde, metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura.”

Os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, devem atender aos limites estabelecidos na Instrução Normativa nº 7, de 12 de abril de 2016 no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas.

Tabela 5. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo (Instrução Normativa nº 7, de 12 de abril de 2016).

Contaminante	Valor máximo admitido	
Arsênio (mg/kg)	20,00	
Cádmio (mg/kg)	3,00	
Chumbo (mg/kg)	150,00	
Cromo hexavalente (mg/kg)	2,00	
Mercúrio (mg/kg)	1,00	
Níquel (mg/kg)	70,00	
Selênio (mg/kg)	80,00	
Coliformes termotolerantes - número mais provável por grama de matéria seca (NMP/g de MS)	1.000,00	
Ovos viáveis de helmintos - número por quatro gramas de sólidos totais (nº em 4 g ST)	1,00	
<i>Salmonella sp</i>	Ausência em 10 g de matéria seca	
Materiais inertes	Vidros, plásticos, metais > 2 mm	0,5% na massa seca
	Pedras > 5 mm	5,0% na massa seca

NMP – Método do Número Mais Provável: permite calcular o número de um microrganismo específico numa amostra de água, utilizando tabelas de probabilidade;

MS – Matéria Seca: porção que resta do peso de um material após a perda de água;

ST – Sólidos Totais: resíduo encontrado após a evaporação de uma porção de amostra.;

Diante da necessidade de manter os contaminantes em níveis toxicológicos aceitáveis para proteção da saúde pública, a resolução - RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013 estabelece os limites máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos,

aprovado pelo Regulamento Técnico. Os critérios presentes na norma incluem os metais: Arsênio, Chumbo, Cádmio, Mercúrio e Estanho. A indústria alimentícia deve se esforçar para obter valores o mais baixo possível, devendo prevenir a contaminação do alimento na fonte, aplicar a tecnologia mais apropriada na produção, manipulação, armazenamento, processamento e envase.

3.4. Gerenciamento dos RSU's

Com respeito às formas de tratamento, as unidades de reciclagem têm como objetivo reaproveitar os materiais que possam ser reciclados e encontrar uma nova forma de utilização desses compostos. Elas têm vindo a aumentar em número considerável, ainda que em Portugal represente apenas 40% de todo resíduo gerado em 2018. O aumento da quantidade de resíduos recolhidos de forma seletiva é uma das metas da política de resíduos e deve-se levar em consideração que, no momento atual, existem algumas tecnologias que realizam a separação manual-mecânica dos materiais recicláveis dos resíduos orgânicos, os quais contêm uma série de nutrientes que podem ser utilizados, após um processo de tratamento, na indústria agrícola, na manutenção de parques, ou remediação de aterros, entre outras aplicações.

O material orgânico presente nos resíduos pode ser usado na compostagem, processo que consiste na degradação biológica da matéria orgânica em condições aeróbias controladas, com a produção de um material biologicamente estabilizado, que não consome oxigênio. A comunidade microbiana no processo de compostagem converte matéria orgânica degradável em formas mais estáveis e humificadas, além de água, dióxido de carbono e amônia, liberando calor como um resíduo metabólico (Ciavatta et al., 1993). Ao fim do tempo de maturação o produto obtido tem características de um composto com odor mais agradável que o original e de fácil manipulação, além do seu reduzido custo associado. Na figura 2 apresenta-se esquematizado o processo de compostagem.

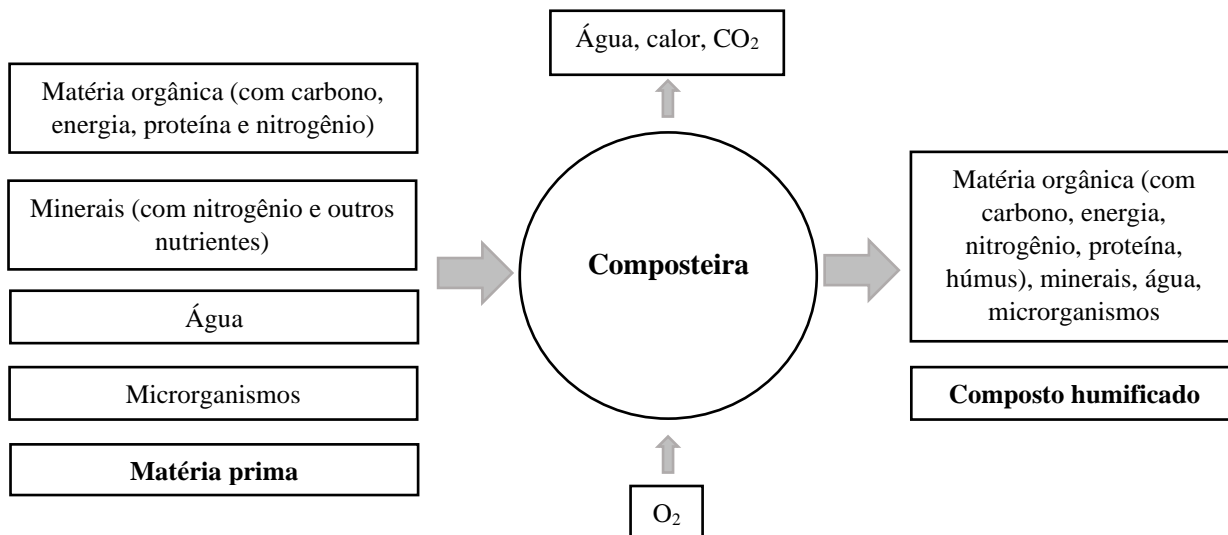


Figura 2. Processo de compostagem (Adaptado de Prampolim et al., 2015).

A reutilização através da compostagem é uma alternativa mais limpa ao aterro sanitário para o gerenciamento de resíduos orgânicos. Sua principal vantagem está na capacidade de reciclar nutrientes através da utilização de composto (Bong et al., 2017). Este processo transforma os resíduos orgânicos brutos em substâncias húmicas biologicamente estáveis que promovem alterações benéficas no solo (Mehta et al., 2014). A compostagem tem sido usada na agricultura para melhorar a fertilidade do solo e a saúde das culturas por séculos. No entanto, o processo foi um pouco modernizado no século XIX na Europa, transformando-se atualmente numa ferramenta importante na “agricultura orgânica” (Heckman, 2006).

A aplicação de corretivos orgânicos em campos agrícolas é uma excelente abordagem natural e sua incorporação pode alterar significativamente as propriedades físicas do solo, a dinâmica dos nutrientes e o estabelecimento da vegetação. Em solos urbanos degradados a aplicação estratégica de compostados pode fornecer benefícios às propriedades do solo (Kranz, 2020).

Esta técnica também é uma alternativa ecológica ao uso de fertilizantes de síntese, que é a abordagem mais comum na agricultura atualmente. De entre as vantagens do processo de compostagem destaca-se o baixo custo operacional, o uso do produto na fertilização agrícola melhorando a capacidade do solo para a agricultura, a redução da disposição desses resíduos em aterros sanitários (Burak, 2008), a promoção de reciclagem da matéria orgânica e de nutrientes, redução nos custos de transportes de resíduos e execução de um método não poluente. Contudo, algumas desvantagens também devem

ser observadas, como: restrição do tratamento à parte orgânica dos resíduos, dependência do mercado consumidor para viabilidade do tratamento e, se for mal dimensionada, operada ou instalada, a usina pode gerar odores, atrair e proliferar vetores de doenças, além da poluição das águas superficiais e subterrâneas com nutrientes e matéria orgânica (Prampolim et al, 2015).

3.5. Os metais pesados no solo

A preocupação acerca dos metais pesados provenientes dos RSU's está em suas características que podem provocar a poluição no solo e conseqüentemente impactos ecotoxicológicos, tendo potencial para acumulação na superfície e transmissão para organismos biológicos expostos, como as plantas e culturas agrícolas (Burak, 2008). Os metais pesados são persistentes e o seu acúmulo representa um alto risco para o ambiente e organismos (Zhao, 2019). Tal situação ocorre devido à dificuldade de realizar uma adequada coleta seletiva prévia dos elementos da recolha indiferenciada que leva à contaminação desse composto orgânico pelos metais associados a diferentes tipos de materiais presentes nos RSU's.

O solo possui capacidade de autodepuração, sendo capaz de atenuar os efeitos negativos decorrentes da contaminação, graças aos seus poderes de adsorção e tampão, e da intensa atividade biótica. Contudo, quando a acumulação excessiva de contaminantes conduz à ultrapassagem dos limites da autodepuração, o dano pode ser irreversível, sendo assim necessário estabelecer limites de utilização de substâncias que contenham metais pesados a fim de garantir a proteção de outros compartimentos ambientais (Ribeiro, 2013).

Os metais pesados são os elementos químicos presentes na tabela periódica que têm peso específico maior que 5 g cm^{-3} ou que possuem um número atômico maior que 20. A expressão inclui metais, semimetais e mesmo não metais, como o selênio (Se) (Pereira et al., 2015). São elementos quimicamente reativos, bio-acumulativos e que o organismo não é capaz de eliminar (Leite et al., 2015). Nomeadamente, os mais citados são cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), arsênio (As), molibdênio (Mo), zinco (Zn), cobalto (Co), níquel (Ni), vanádio (V), alumínio (Al), prata (Ag), cádmio (Cd), crômio (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb).

Em 2010, a Organização Mundial da Saúde (OMS) publicou uma lista com as 10 substâncias que mais causam problema a saúde pública e nesta lista estão incluídos três metais pesados, sendo o cádmio, mercúrio e o chumbo (Tabela 6).

Tabela 6. Substâncias tóxicas e os efeitos a saúde (OMS, 2010).

Elemento	Características
Cádmio	Exerce efeitos tóxicos no rim, esqueleto e sistema respiratório, sendo um potencial cancerígeno. Essa substância pode percorrer grandes percursos da fonte emitida. A exposição humana ocorre principalmente devido ao consumo de alimentos contaminados.
Mercúrio	Tóxico para a saúde humana este metal é uma ameaça ao desenvolvimento da criança no útero e no início da vida. Atinge sistema nervoso, digestivo e imunológico, os pulmões, rins, pele e olhos.
Chumbo	Metal tóxico que já causou danos ambientais, contaminações e problemas de saúde, é acumulativo e afeta vários sistemas do corpo.

Em pequenas quantidades, alguns metais pesados são nutrientes essenciais para a vida humana, mas dependendo da sua concentração, podem tornar-se tóxicos. Alguns se encontram pela natureza e mesmo em baixas concentrações podem influenciar os processos fisiológicos e bioquímicos, podendo contaminar animais, plantas e seres humanos (Caserta et al., 2013).

Mediante o exposto e levando em conta as características do local de estudo, a vinha foi a cultura adotada para verificação da análise de biodisponibilidade de metais pesados nas plantas uma vez que Portugal possui uma extensa área de produção vitícola da União Europeia (UE), estando entre os maiores produtores mundiais de vinho e sendo referência de qualidade.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Para a instalação do experimento foi utilizada a vinha localizada (41°47'51.1"N e 6°45'57.2"W) próximo ao edifício da Escola Superior Agrária (ESA) do Instituto Politécnico de Bragança (IPB). O terreno foi dividido em duas parcelas adjacentes em que numa foi aplicado o composto orgânico ao solo e a outra foi mantida sem aplicação de composto (testemunha).



Figura 3. Área de cultivo da videira.

Para amostragem foram criadas três repetições aleatórias em cada uma das parcelas compostas por três videiras contínuas numa dada linha. A aplicação do composto ocorreu por três anos consecutivos, usando 20 t/ha/ano de composto proveniente dos resíduos sólidos urbanos indiferenciados recolhidos pela empresa de gestão Resíduos do Nordeste.

A empresa realiza a coleta em 12 municípios da região nordeste dos Trás-os-Montes. Após a chegada dos resíduos nos armazéns, ocorre a separação entre os resíduos de valorização e a fração orgânica a ser destinada a Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico para produção de biogás e compostagem. Ao final, obtêm-se um composto de classe IIA como anteriormente caracterizado.

4.1. Clima

Em Bragança o inverno tem muito mais pluviosidade que o verão. De acordo com Köppen e Geiger (1961), o clima é classificado como Csb, que corresponde a um clima temperado com invernos suaves. Em Bragança, a temperatura média do ar é 11.6 °C e a pluviosidade média anual de 744 mm (CLIMATE-DATE.ORG, 2020). Tal característica da região é fator importante para o processo de decomposição do composto no solo, onde o grau de humificação, isto é, a proporção entre as frações humificadas e o carbono total, pode diferir do verão para o inverno (Ciavatta, 1993).

4.2. Propriedades do solo

Tendo como base a Carta de Solos do Nordeste de Portugal, 1:100000 e sua distinção nas principais unidades cartográficas observa-se que grande parte da região de Bragança é ocupada por Leptosolos, representando mais de 70% da área e em menores quantidades estão presentes os Regossolos e Cambissolos. Os Leptosolos são solos jovens ou incipientes, poucos profundos, sem horizontes nitidamente diferenciados e podem variar sua textura em franca, franco-arenosa e franco-limosa (Afonso & Arrobas, 2009). As rochas básicas e ultra-básicas constituem o material litológico dominante a partir das quais se formaram os solos do perímetro urbano da cidade de Bragança onde se integra a área de interesse para estudo.

As características dos solos podem influenciar a disponibilidade dos contaminantes e, conseqüentemente, a biodisponibilidade dos mesmos e a exposição dos organismos à contaminação (Ribeiro, 2013). Dessa forma, a fim de identificar mudanças após aplicação do composto orgânico as características físico-químicas, como textura, granulometria, pH, nutrientes e elementos tóxicos do solo foram analisadas antes da instalação do experimento e seus resultados estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Propriedades do solo de cultivo.

Parâmetro	Unidade	Teor
Matéria Orgânica	%	1,50
pH	H ₂ O	6,21
	KCl	5,21
P₂O₅	mg kg ⁻¹	148,13
K₂O		272,67
Ca⁺⁺	Cmol _c kg ⁻¹	9,52
Mg⁺⁺		5,61
K⁺		1,08
Na⁺		0,12
Acidez Troca		0,23
CTCe		16,56
B		0,47
Cu	mg kg ⁻¹	35,65
Zn		5,61
Fe		245,89
Mn		267,81
Argila		
Limo	%	14,51
Areia		74,13
Textura		Franco-arenosa

4.3. Análises do solo

4.3.1. Textura do solo

Determinou-se a textura de acordo com o método da pipeta que compreende as etapas de pré-tratamento, dispersão e separação das frações. O método se baseia na Lei de Stokes, que relaciona a sedimentação de um material sólido no líquido com o seu diâmetro e viscosidade do líquido (Van Reeuwijk, 2002).

4.3.2. pH

A determinação do pH do solo foi realizada através de um potenciômetro e eletrodos em uma suspensão de mistura solo: líquido na razão de 1:2,5 (Van Reeuwijk, 2002). Utilizou-se um pHmetro *FiveEasy - Mettler Toledo*.

4.3.3. Fósforo e potássio

Adotou-se o método de Egnér-Riehm para avaliar o fósforo e potássio no solo, que se fundamenta basicamente na extração de P e K solúveis por uma combinação de lactato de amônio e ácido acético, tamponado a pH 3,7. O fosfato no extrato é determinado a partir do desenvolvimento de cor azul-fosfo-molibdénico na presença do ácido ascórbico como agente redutor (Almeida & Balbino, 1960). O fósforo foi determinado por espectrofotometria UV/VIS no instrumento *T80+ UV/VIS Spectrometer - PG Instruments* e o potássio determinado por espectrofotometria de emissão de chama no *PPF7 Flame Photometer – Jenway*.

4.3.4. Carbono orgânico

Seguiu-se o procedimento de Walkley-Black para avaliar do teor de carbono orgânico facilmente oxidável. Este método baseia-se na determinação do carbono a partir da redução do dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) por compostos de carbono orgânico e na posterior determinação do $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ remanescente por titulação do excesso de crômio com sulfato ferroso amoniacal. O teor de matéria orgânica do solo é avaliado pela multiplicação da %C pelo fator de 1,724 (Nelson & Sommers, 1996).

4.3.5. Capacidade de troca catiônica (CTC)

O método utiliza um processo direto uma solução salina neutra para substituir os cátions presentes no complexo de troca do solo. A amostra é extraída com uma solução de acetato de amônio ajustada para pH 7,0. Ca e Mg são medidos por espectrofotometria

de absorção atômica e K e Na são medidos por espectrofotometria de emissão de chama (Van Reeuwijk, 2002). O equipamento que permite realizar as medições é o espectrômetro *PinAAcle 900T – PerkinElmer*.

4.3.6. Disponibilidade de boro no solo

O boro é extraído pelo método de extração de água quente e determinado usando um procedimento colorimétrico. A extração ocorre em bolsas seladas com CaCl_2 0,01M, a fim de minimizar o erro devido a coloração amarela. Os extratos são analisados por azometina-H, um agente complexante de B(OH)_3 em meio aquoso (Keren, 1996). O equipamento utilizado foi o espectrofotômetro *T80+ UV/VIS Spectrometer - PG Instruments*.

4.3.7. Biodisponibilidade de micronutrientes e metais pesados

Os elementos são extraídos com uma solução de acetato de amônio, ácido acético e EDTA e medidos por espectrofotometria de absorção atômica, no equipamento *PinAAcle 900T – PerkinElmer* (Lakanen & Ervio, 1971).

4.4. Análise de tecidos vegetais

4.4.1. Preparo da amostra

Nos anos de 2017 e 2019 foram recolhidas amostras de folhas da videira e separados os pecíolos, na modalidade testemunha e na modalidade onde foi aplicado o composto. As amostras de folhas foram recolhidas na época aconselhada, em julho, na altura designada de “pintor” em que as uvas tintas começam a mudar a sua cor. É para esta época que existem valores de concentração de nutrientes nos pecíolos que ajudam na interpretação dos resultados analíticos. No último ano, em 2019, na altura da colheita dos frutos procedeu-se a uma nova recolha de folhas das quais foram separados os pecíolos. Em cada tratamento (testemunha e composto) e repetições as amostras de uvas foram separadas em quatro partes, películas, sementes, engaço e sumo. Cada parte foi devidamente pesada e identificada, sendo as partes sólidas secas em estufa para posterior moagem e o conteúdo líquido mantido congelado até o momento das análises. Os elementos analisados foram N, P, K, Ca, Mg, B, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Ni, Cd e Cr.



Figura 4. Colheita dos frutos em outubro de 2019.

4.4.2. Análise química elementar

4.4.2.1. Determinação do nitrogênio

Para a determinação de azoto utilizou-se o método de Kjeldahl, que consiste fundamentalmente em três etapas: digestão da amostra, destilação e determinação. Inicialmente, pela adição de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e um catalisador, ocorre a oxidação do nitrogênio orgânico em sulfato de amônio. Em seguida, é realizada a destilação a $400\text{ }^\circ\text{C}$ convertendo o íon amônio em amônia na presença de vapor de água e sais e o NH_4^+ residual da digestão é determinado por coleta do NH_3 liberado com álcalis e análise do destilado sulfato de amônio por procedimento titrimétrico (Bremner, 1996).

4.4.2.2. Determinação do boro

Para quantificação do boro uma amostra com CaO foi incinerada a $500\text{ }^\circ\text{C}$ por 90 minutos e a cinza solubilizada com ácido sulfúrico 0,5 M. O extrato foi filtrado e analisado por azometina-H por procedimento colorimétrico (Temminghoff & Houba, 2004).

4.4.2.3. Determinação P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Zn, Mn, Pb, Cd, Ni, Cr

Após a digestão nítrica das amostras em um aparelho de micro-ondas CEM MARS XPRESS, os elementos catiônicos foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica. O fósforo no extrato foi determinado colorimetricamente pelo método

azul de molibdato de amônio com ácido ascórbico como agente redutor (Temminghoff & Houba, 2004).

4.5. Análise estatística

Os resultados foram submetidos a análise de variância pelo teste F e, quando significativo, as médias foram comparadas pelo teste t de Student a 5%. Em alguns casos foi usado o teste de Tukey-Kramer HSD ($\alpha=0,05$) para a comparação múltipla de médias. Foi utilizado o programa estatístico JPM 7 para as análises e o Excel para elaboração de tabelas e gráficos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Características do composto aplicado

A Tabela 8 mostra os valores das características do composto aplicado nos anos de 2017, 2018 e 2019.

Tabela 8. Caracterização do composto (determinado em matéria seca).

Parâmetro	Unidade	2017	2018	2019
Condutividade	mS cm ⁻¹	5,64	6,23	4,57
pH		8,22	7,75	7,91
Humidade		31,66	21,55	12,64
Carbono	%	23,61	24,7	21,81
Nitrogênio		1,75	1,57	1,68
C/N		13,47	15,73	12,98
Fósforo		0,46	0,47	0,32
Potássio	%	1,41	1,59	1,36
Cálcio		7,43	6,3	6,48
Magnésio		0,83	0,83	0,79
Boro		49,00	74,4	65,29
Cobre		265,66	183,96	169,51
Ferro		12341	11896	12751
Zinco		487,94	418,99	528,03
Manganês	mg kg ⁻¹	474,81	569,7	414,2
Cadmio		6,43	7,17	5,54
Crômio		57,70	40,15	93,75
Níquel		44,82	77,92	59,98
Chumbo		198,57	149,15	101,76

Os valores de pH permaneceram próximos entre anos, variando entre 7,75 e 8,22 o que pode indicar valores estáveis para essa característica, o que pode estar relacionado com um processo de recolha de resíduos e compostagem adequadamente rotinado. A relação C/N, um importante indicador da reatividade do composto, também variou pouco entre anos, entre 12,98 e 15,73. Os teores de macro e micro nutrientes apresentaram pequenas diferenças, em especial os nutrientes presentes em maior concentração, todavia os valores não desqualificam a qualidade do composto. Talvez se devam destacar os valores bastante elevados de ferro, podendo ser uma característica benéfica ou negativa, dependendo do solo que o venha a receber e do seu conteúdo em ferro disponível.

Contudo, a respeito das concentrações de metais pesados, com exceção do cádmio, todos os teores estão dentro dos limites máximos admissíveis na legislação portuguesa para o fertilizante de Classe IIA. O cádmio apresentou um desvio significativo com relação ao limite estabelecido para os anos de 2017, 2018 e 2019 respectivamente.

5.2. Efeito da aplicação do composto no solo

As propriedades químicas do solo, nomeadamente matéria orgânica, $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$, fósforo (P_2O_5), potássio (K_2O) e CTC apresentaram uma tendência de aumento significativo nos tratamentos com a aplicação do composto de resíduo sólido (Tabela 10). As diferenças são mais marcadas na camada superficial (0-10 cm), sendo que por vezes na camada 10-20 cm as diferenças entre médias não tiveram significado estatístico. O resultado deve-se ao facto do composto ter sido incorporado com escarificador que raramente atinge os 15 cm de profundidade, pelo que o seu efeito foi maior na camada superficial. Por outro lado, trata-se de variáveis pouco móveis no solo, como acontece com os substratos orgânicos, o fósforo e genericamente as bases de troca. Em todos os tratamentos o íon Ca^{++} foi o que mais contribuiu para a capacidade de troca catiônica, estando o Mg^{++} , K^+ e Na^+ presentes com valores de saturação menor, conforme a Tabela 9.

Tabela 9. Análise do complexo de troca no solo nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.

Tratamento	Profundidade (cm)	Ca^{++}	Mg^{++}	K^+	Na^+	CTC
		----- $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ -----				
Testemunha	0-10	7,73 b* \pm 1,14	5,48 a \pm 0,77	0,91 b \pm 0,03	0,19 a \pm 0,01	14,4 b \pm 0,7
Testemunha	10-20	7,52 b \pm 0,97	5,50 a \pm 0,95	0,89 b \pm 0,07	0,20 a \pm 0,03	14,3 b \pm 0,1
RSU	0-10	12,12 a \pm 0,81	3,31 b \pm 0,35	1,47 b \pm 0,29	0,18 a \pm 0,02	17,2 a \pm 1,4
RSU	10-20	8,85 b \pm 0,95	3,99 ab \pm 0,78	1,59 b \pm 0,18	0,18 a \pm 0,01	14,7 b \pm 0,7

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Segundo Pavinato e Rosolem (2008), a adição de resíduos vegetais pode promover, antes da humificação, o aumento do pH, pela complexação de H_3O^+ e Al^{+++} com compostos do resíduo orgânico, deixando Ca^{++} , Mg^{++} e K^+ mais livres em solução. Neste solo a adição de RSU aumentou a disponibilidade de cálcio e potássio, elementos existentes em proporções significativas na sua composição. No entanto, no caso do magnésio verificou-se alguma imobilização deste ião por parte do RSU adicionado. Sendo um catião abundante no solo, a adição de um composto que contribui para o aumento de cargas negativas terá contribuído para a sua menor disponibilidade.

A matéria orgânica variou de forma significativa com a profundidade (Tabela 10). A adição do composto orgânico provocou um aumento significativo de matéria orgânica na camada mais superficial do solo e como resultado aumentou também de forma significativa o valor de CTC. A matéria orgânica atua como um controlador da capacidade de troca de cátions e alterações provocam efeitos e mudanças no solo, inclusive na biodisponibilidade de macro e micro nutrientes (Madari et al., 2009).

Tabela 10. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado no teor de matéria orgânica (MO), pH em água, fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) extraíveis nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.

Tratamento	Profundidade (cm)	MO	pH	P_2O_5	K_2O
		(%)	H_2O	-----($mg\ kg^{-1}$)-----	
Testemunha	0-10	2,01 b* \pm 0,13	7,05 b \pm 0,03	97,9 c \pm 4,8	313,3 b \pm 21,6
Testemunha	10-20	1,47 c \pm 0,07	6,95 b \pm 0,03	92,2 c \pm 8,8	261,7 b \pm 20,8
RSU	0-10	2,82 a \pm 0,14	7,49 a \pm 0,08	490,3 a \pm 12,0	545,3 a \pm 62,3
RSU	10-20	1,50 c \pm 0,04	7,40 a \pm 0,04	194,7 b \pm 10,4	466,7 a \pm 51,8

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

A aplicação de fertilizantes orgânicos no solo é uma forma eficaz de aumento de carbono orgânico no solo e no desenvolvimento de agregados (Wu et al., 2021). Como o solo da área de estudo é um solo pouco evoluído a adição regular de matéria orgânica é essencial para garantir a fertilidade do solo e a disponibilidade de nutrientes importantes para as plantas. Recomenda-se a reposição anual, pois esta vai-se perdendo pela ação dos microrganismos heterotróficos que a mineralizam.

A Tabela 10 mostra ainda um efeito positivo significativo da aplicação do RSU na disponibilidade de fósforo e potássio. Este efeito é conseguido não apenas pela sua presença no composto, mas também pela alteração de equilíbrios entre os elementos químicos no solo. A adição de matéria orgânica tem como consequência a imobilização

de catiões que formam compostos insolúveis com o fósforo e aumentar a sua disponibilidade no solo.

Com relação aos micronutrientes, os tratamentos com RSU elevaram as quantidades de boro e zinco ao passo que, para os elementos cobre e manganês se verificou uma redução nos valores. Nestes casos também se verificou um maior impacto na camada superficial do solo, sobretudo para os nutrientes boro e zinco. Apesar dos teores de ferro variarem entre 144,91 e 207,72 mg kg⁻¹, os valores não diferiram estatisticamente entre si (Tabela 11), resultado da variabilidade dos resultados.

Tabela 11. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de micronutrientes no solo de acordo com a profundidade.

Tratamento	Profundidade (cm)	Boro	Ferro	Zinco	Cobre	Manganês
		----- (mg kg ⁻¹) -----				
Testemunha	0-10	0,53 c* ± 0,06	207,7 a ± 22,4	4,2 b ± 0,4	47,8 a ± 5,5	336,6 a ± 36,3
Testemunha	10-20	0,71 bc ± 0,05	144,9 a ± 35,8	3,9 b ± 1,1	38,4 ab ± 6,0	258,7 ab ± 53,8
RSU	0-10	1,34 a ± 0,18	190,8 a ± 40,9	34,8 a ± 6,7	35,6 ab ± 4,1	248,1 ab ± 15,1
RSU	10-20	0,93 b ± 0,03	174,7 a ± 53,5	9,5 b ± 3,1	33,6 b ± 4,6	219,8 b ± 23,7

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

O boro é o elemento presente em menor quantidade no solo, característica já identificada em estudos antecedentes. Em quase todo o território do país há um déficit do boro, sendo que no interior esses valores podem ser mais acentuados devido ao material originário (Portela, 2015). A adição do resíduo compostado proporcionou um aumento significativo do elemento na camada 0-10 cm. Na camada 10-20 cm apesar dos valores terem sido mais elevados no talhão tratado com composto as diferenças não tiveram significado estatístico quando comparados com a mesma profundidade da parcela testemunha.

Na avaliação dos metais pesados no solo não se verificaram diferenças significativas entre os tratamentos para os metais Cd, Cr e Ni. No entanto verificou-se um aumento significativo no teor em Pb associado à aplicação do composto, sobretudo na camada 0-10 cm (Figura 4). Na profundidade de 10 – 20 cm também ocorreu um aumento com a adição de RSU, no entanto nenhuma diferença estatística significativa foi identificada.

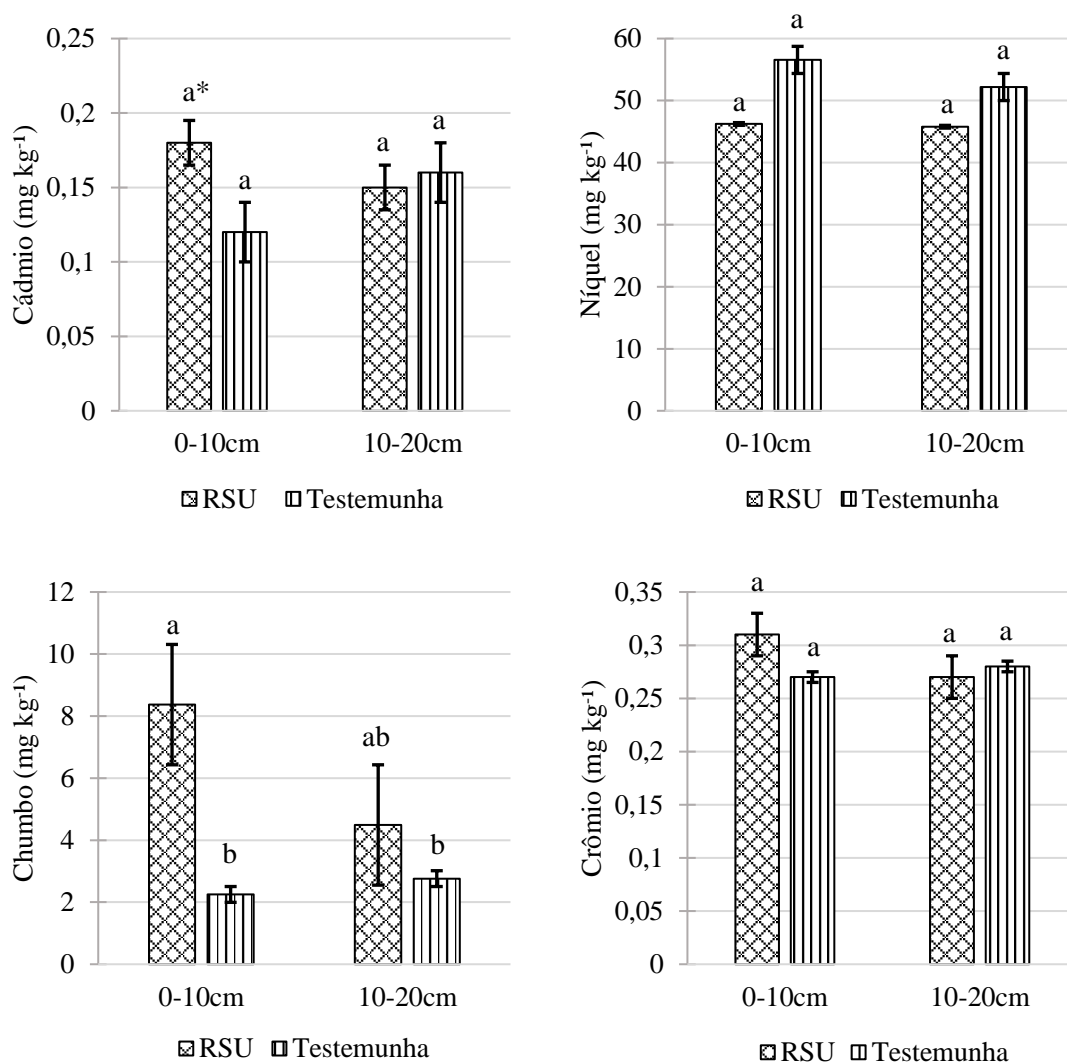


Figura 5. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de metais pesados no solo de acordo com a profundidade.

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

5.3. Efeito da aplicação do composto na vegetação espontânea

A vegetação espontânea diz respeito a vegetação natural que se desenvolveu nas entrelinhas da vinha. A partir da biomassa produzida essa vegetação auxilia na cobertura do solo e no processo de manutenção e recuperação das propriedades físicas e químicas do solo (Campos, 2015). Neste caso ela foi usada como um indicador da fertilidade do solo. Por outro lado, este tipo de vegetação pode abrigar predadores de pragas que possam vir a dominar a vinha. Bons resultados foram encontrados no estudo de da Silva (2018), com espécies de *Euphorbia heterophylla*, *Raphanus raphanistrum* e *Bidens bipinnata*

que revelaram quantidades significativas de predadores, indicando assim que a vegetação pode ser uma aliada no controle biológico. Esta vegetação também é fundamental para o aumento da matéria orgânica no solo, sendo uma forma eficiente de reter os nutrientes no campo e melhorar a fertilidade. Além disso, pode ser uma forma eficiente na conservação da água no solo e na redução da erosão.

Os teores de alguns macronutrientes na vegetação espontânea mostraram diferenças com a adição do RSU, especialmente o nitrogênio e o magnésio que registaram valores mais elevados (Tabela 12) no tratamento Testemunha. Este resultado não é esperado uma vez que a aplicação de RSU melhorou a fertilidade do solo. Talvez o maior crescimento da vegetação tenha levado a um fenômeno de diluição com redução da concentração dos nutrientes nos tecidos sobretudo no caso do nitrogênio. Já no caso do magnésio a menor concentração nos tecidos podem estar relacionados com a já referida menor disponibilidade deste elemento associada à aplicação do RSU no caso das análises de solos.

Tabela 12. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de macronutrientes na vegetação espontânea em 2020.

Tratamento	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
	-----%-----				
Testemunha	1,82 a* ± 0,042	0,35 a ± 0,042	2,28 a ± 0,085	0,79 a ± 0,031	0,48 a ± 0,036
RSU	1,59 b ± 0,091	0,30 a ± 0,026	2,58 a ± 0,093	0,87 a ± 0,074	0,38 b ± 0,026

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Como pode ser observado nas tabelas 13 e 14, também ocorreram diferenças na composição de micronutrientes e dos metais pesados com os tratamentos. A aplicação de RSU aumentou a quantidade de cargas negativas no sistema e assim os compostos catiônicos ficam imobilizados, verificando-se uma redução na quantidade absorvida pelas plantas.

Tabela 13. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de micronutrientes na vegetação espontânea em 2020.

Tratamento	Boro	Ferro	Manganês	Zinco	Cobre
	-----(mg kg^{-1})-----				
Testemunha	28,19 a* ± 1,78	2501,08 a ± 233,88	107,19 a ± 6,94	20,84 a ± 1,58	16,20 a ± 2,08
RSU	33,53 a ± 3,62	343,34 b ± 51,44	49,54 b ± 4,26	20,23 a ± 2,92	8,62 b ± 1,24

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Tabela 14. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado na concentração de metais pesados na vegetação espontânea em 2020.

Tratamento	Cádmio	Níquel	Chumbo	Crômio
	-----(mg kg^{-1})-----			
Testemunha	0,78 a* \pm 0,35	68,58 a \pm 11,79	1,90 a \pm 0,48	22,90 a \pm 7,08
RSU	0,66 a \pm 0,36	19,28 b \pm 3,19	1,73 a \pm 0,38	2,79 b \pm 0,80

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

5.4. Efeito da aplicação do composto na videira

5.4.1. Folhas

As folhas foram analisadas em 3 momentos para os tratamentos em estudo (Tabela 15). No primeiro ano da aplicação, em 2017, o nitrogênio liberado pela decomposição do composto não foi absorvido pelas plantas e isto pode ocorrer devido a imobilização biológica pelos microrganismos que mineralizam a matéria orgânica (Weil & Brady, 2017). Por esse motivo verificou-se uma diferença significativa na concentração deste nutriente para os tratamentos em estudo (Tabela 15). A quantidade de nitrogênio absorvido e assimilado durante o ciclo da planta depende de alguns fatores, como presença de carregadores específicos na membrana plasmática, atividade das enzimas envolvidas no ciclo, da disponibilidade de energia necessária para os processos de absorção e assimilação e do estágio de desenvolvimento da planta (Bredemeier & Mundstock, 2000). Em 2019 as condições ambientais foram genericamente mais favoráveis à mineralização da matéria orgânica do solo e não se verificaram diferenças significativas no teor em N entre tratamentos. No que respeita aos restantes nutrientes, verificou-se algum decréscimo no teor em fósforo

Os resultados da Tabela 15 concordam com os obtidos por Melo et al. (2012), em que a aplicação de composto orgânico apresentou poucas interferências nos valores de nutrientes das folhas. Em estudo semelhante Pinamonti et al. (1999), também não encontrou diferenças significativas nos teores de nutrientes nas folhas da videira.

Tabela 15. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nas folhas da videira.

Tratamento	Amostragem	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
		-----%-----				
Testemunha	J 2017	1,81 a* ± 0,14	0,22 a ± 0,03	1,02 b ± 0,05	0,24 b ± 0,04	0,15 b ± 0,01
RSU	J 2017	0,58 b ± 0,05	0,14 b ± 0,02	1,17 a ± 0,07	1,35 a ± 0,21	0,83 a ± 0,15
Testemunha	J 2019	2,60 a ± 0,08	0,26 a ± 0,02	0,76 a ± 0,05	1,04 a ± 0,13	0,47 a ± 0,26
RSU	J 2019	2,58 a ± 0,04	0,18 b ± 0,00	0,84 a ± 0,19	0,92 a ± 0,27	0,49 a ± 0,06
Testemunha	S 2019	2,09 a ± 0,06	0,18 a ± 0,02	0,61 a ± 0,06	1,11 a ± 0,28	0,51 a ± 0,26
RSU	S 2019	2,10 a ± 0,08	0,11 b ± 0,01	0,67 a ± 0,07	0,83 b ± 0,29	0,51 a ± 0,05

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

J – Julho; S – Setembro

Genericamente, a concentração dos macronutrientes N, P, K, Ca e Mg estiveram dentro dos valores considerados adequados nas folhas da videira nesta época do ano (Bryson et al., 2014)

Na avaliação dos micronutrientes (Tabelas 16 e 17), especialmente no primeiro ano de aplicação do resíduo, este causou um impacto significativo nos teores de Fe e Mn.

Tabela 16. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de nas folhas da videira.

Tratamento	Amostragem	Boro	Ferro	Manganês
		-----(mg kg^{-1})-----		
Testemunha	Julho 2017	31,7 a* ± 0,99	58,8 b ± 2,98	301,1 a ± 56,44
RSU	Julho 2017	32,4 a ± 1,89	313,0 a ± 31,5	57,1 b ± 5,57
Testemunha	Julho 2019	42,5 a ± 7,54	170,3 a ± 29,3	212,2 a ± 50,39
RSU	Julho 2019	37,7 a ± 2,89	169,4 a ± 17,45	185,9 a ± 58,57
Testemunha	Setembro 2019	26,6 a ± 3,32	228,1 a ± 6,33	142,1 a ± 49,50
RSU	Setembro 2019	24,3 a ± 1,73	261,8 a ± 51,52	98,8 a ± 10,75

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Este efeito foi, no entanto diluído no tempo uma vez que em 2019 não se verificaram diferenças significativas entre os teores destes elementos no solo. Já para o zinco e cobre, embora com algumas variações entre os anos, no mesmo ano também não se verificaram significativas associadas à aplicação do RSU.

Tabela 17. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nas folhas da videira.

Tratamento	Amostragem	Zinco	Cobre
		-----(mg kg^{-1})-----	
Testemunha	Julho 2017	20,8 a* \pm 2,03	9,9 a \pm 0,67
RSU	Julho 2017	17,5 a \pm 2,00	10,4 a \pm 0,59
Testemunha	Julho 2019	46,7 a \pm 4,90	9,0 a \pm 0,73
RSU	Julho 2019	43,9 a \pm 10,33	10,4 a \pm 1,45
Testemunha	Setembro 2019	63,4 a \pm 17,85	9,2 a \pm 0,02
RSU	Setembro 2019	47,8 a \pm 12,12	9,7 a \pm 0,71

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

No que respeita ao teor em metais pesados nas folhas também não se verificaram diferenças significativas entre tratamentos (Tabela 18). O valor mais expressivo se refere ao chumbo no primeiro ano de aplicação, que com adição do RSU sofreu um aumento significativo comparado a modalidade testemunha no mesmo ano. Este aumento decorreu da maior concentração que havia de chumbo no composto de aplicação no ano de 2017 (Tabela 8).

Tabela 18. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais pesados nas folhas da videira.

Tratamento	Amostragem	Cádmio	Níquel	Chumbo	Crômio
		----- (mg kg^{-1})-----			
Testemunha	Julho 2017	4,80 a* \pm 0,58	54,02 a \pm 9,46	2,83 a \pm 2,07	8,62 a \pm 1,84
RSU	Julho 2017	5,77 a \pm 0,36	46,14 a \pm 6,38	7,33 b \pm 0,85	5,93 a \pm 0,57
Testemunha	Julho 2019	2,70 a \pm 0,43	40,95 a \pm 11,00	31,74 a \pm 3,80	5,74 a \pm 0,04
RSU	Julho 2019	2,04 a \pm 0,48	32,38 a \pm 5,70	43,83 a \pm 7,89	5,53 b \pm 0,04
Testemunha	Setembro 2019	3,55 a \pm 0,00	59,95 a \pm 14,57	42,00 a \pm 3,61	5,60 a \pm 0,35
RSU	Setembro 2019	3,07 a \pm 0,89	39,62 a \pm 5,46	37,20 a \pm 3,66	6,16 a \pm 0,38

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

5.4.2. Pecíolos

Nos pecíolos, algumas diferenças significativas foram encontradas para os macros, micronutrientes e metais pesados. Ao longo dos ciclos vegetativos ocorreu um aumento significativo na concentração de potássio, associado à aplicação do RSU, comparando com a modalidade testemunha (Tabelas 19 e 20). Os resultados evidenciam os benefícios do uso de fertilizantes para o aumento dos nutrientes que são essenciais ao desenvolvimento da videira e o potássio é particularmente importante nesta cultura por estar associado à maior concentração de açúcares nos frutos (Santos, 2015). Em estudo

de teores de nitrogênio em videiras, Brunetto et al. (2008) também utilizou a análise de pecíolos para estimar o estado nutricional da planta.

A redução da disponibilidade de fósforo pela aplicação do composto pode ser explicada pelo fósforo contido no resíduo orgânico e sua interação com o pH de caráter levemente ácido para neutro do solo. Em solos com essa característica a adsorção/dessorção é menor do que em condições ácidas ou alcalinas (Abreu Junior et al., 2002). A matéria orgânica bloqueia os centros de adsorção do solo diminuindo a capacidade de adsorção do fósforo (Novais & Smyth, 1999).

Tabela 19. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nos pecíolos.

Tratamento	Amostragem	Nitrogênio	Fósforo	Potássio
		-----%-----		
Testemunha	Julho 2017	0,33 a* ± 0,03	0,24 a ± 0,03	0,90 b ± 0,09
RSU	Julho 2017	0,30 a ± 0,01	0,26 a ± 0,01	2,38 a ± 0,25
Testemunha	Julho 2019	0,87 a ± 0,11	0,33 a ± 0,04	1,44 b ± 0,09
RSU	Julho 2019	0,77 a ± 0,04	0,23 b ± 0,03	1,79 a ± 0,27
Testemunha	Setembro 2019	0,78 a ± 0,04	0,41 a ± 0,05	2,09 b ± 0,62
RSU	Setembro 2019	0,82 a ± 0,06	0,17 b ± 0,02	2,25 a ± 0,21

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

No caso do cálcio e do magnésio não se registou nenhuma diferença significativa relevante entre os tratamentos.

Tabela 20. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nos pecíolos.

Tratamento	Amostragem	Cálcio	Magnésio
		-----%-----	
Testemunha	Julho 2017	0,97 a* ± 0,08	0,60 b ± 0,08
RSU	Julho 2017	0,82 a ± 0,20	1,06 a ± 0,18
Testemunha	Julho 2019	0,78 a ± 0,12	0,88 a ± 0,18
RSU	Julho 2019	0,69 a ± 0,17	0,77 a ± 0,17
Testemunha	Setembro 2019	0,73 a ± 0,15	1,20 a ± 0,59
RSU	Setembro 2019	0,78 a ± 0,25	1,38 a ± 0,10

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Na Tabela 21, apresenta-se os resultados da análise de micronutrientes nos pecíolos.

No que respeita ao boro, embora sem diferenças significativas entre tratamentos em cada época de amostragem parece notar-se uma diminuição na disponibilidade deste nutriente refletida numa consistente diminuição da concentração ao longo do tempo. O

manganês tem uma diminuição significativa nos tecidos associada à presença de RSU no 1º ano de aplicação e na análise dos pecíolos mais tardia.

Tabela 21. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nos pecíolos.

Tratamento	Amostragem	Boro	Ferro	Manganês	Zinco	Cobre
		-----(mg kg^{-1})-----				
Testemunha	J 2017	38,33 a* \pm 4,59	280,67 a \pm 41,93	54,06 a \pm 8,09	13,07 a \pm 1,00	9,69 a \pm 1,12
RSU	J 2017	35,12 a \pm 5,08	73,59 b \pm 18,97	33,24 b \pm 3,89	23,68 a \pm 8,37	10,06 a \pm 1,51
Testemunha	J 2019	30,74 a \pm 3,97	79,00 a \pm 14,23	51,62 a \pm 10,59	31,93 a \pm 6,08	8,97 a \pm 1,87
RSU	J 2019	29,56 a \pm 2,34	70,05 a \pm 18,65	60,05 a \pm 9,69	42,33 a \pm 15,75	9,09 a \pm 0,70
Testemunha	S 2019	25,57 a \pm 1,05	88,73 a \pm 14,72	83,93 a \pm 10,09	41,81 b \pm 16,32	9,97 a \pm 0,70
RSU	S 2019	26,16 a \pm 1,07	81,31 a \pm 8,42	69,52 b \pm 16,48	65,97 a \pm 28,66	8,45 a \pm 0,72

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

A biodisponibilidade de metais pesados no solo depende fortemente da espécie de metal, do pH, da presença de carbono orgânico solúvel e outros íons na solução do solo (Sauvé et al., 1997). Em cada época de amostragem não se verificaram diferenças entre tratamentos, que sejam dignas de comentários. Excepção para o níquel, em geral com maiores concentrações na testemunha, com diferenças significativas na análise de julho de 2019. Como já foi referido, trata-se de um elemento disponível naturalmente no solo que pode ter sofrido fenómenos de imobilização pela presença das cargas negativas do RSU. As diferenças interanuais devem estar relacionadas com os processos químicos e biológicos que acontecem no solo de acordo com as condições ambientais do ano.

Tabela 22. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais pesados nos pecíolos.

Tratamento	Amostragem	Cádmio	Níquel	Chumbo	Crômio
		-----(mg kg^{-1})-----			
Testemunha	Julho 2017	5,61 a* \pm 0,24	30,82 a \pm 4,30	3,04 a \pm 2,90	7,82 a \pm 1,63
RSU	Julho 2017	5,59 a \pm 0,70	32,29 a \pm 1,45	6,66 a \pm 3,29	7,99 a \pm 2,76
Tratamento	Julho 2019	2,64 a \pm 0,44	52,17 a \pm 3,76	31,27 a \pm 7,37	5,85 a \pm 0,04
RSU	Julho 2019	2,25 a \pm 0,78	17,24 b \pm 7,30	36,62 a \pm 3,98	5,63 a \pm 0,04
Tratamento	Setembro 2019	3,30 a \pm 0,43	39,40 a \pm 7,19	51,50 a \pm 3,82	5,20 a \pm 0,69
RSU	Setembro 2019	2,80 a \pm 0,75	42,55 a \pm 8,18	40,65 b \pm 3,66	5,40 a \pm 0,60

Por data, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

A falta de um impacto mais visível da aplicação do RSU ao solo na concentração dos nutrientes nos tecidos das plantas deverá estar associada ao pH não limitante à

biodisponibilidade dos nutrientes no solo Para solos com valores de pH neutros e com quantidades não limitantes de nutrientes, como é o caso deste solo, não deverá existir dificuldade na absorção de nutrientes pela videira nas quantidades necessárias. Por outro lado, estes valores de pH também limitam a biodisponibilidade dos metais pesados no solo e a sua absorção pela planta (Weil e Brady, 2014).

5.5. Efeito da aplicação do composto na uva

5.5.1. Película, semente e engaço

Cada parte da uva foi avaliada entre a modalidade testemunha e com a aplicação de RSU e as três repetições. Películas, sementes e engaço foram secados e moídos antes das determinações químicas. O engaço apresentou os maiores teores de macronutrientes com aplicação de RSU, seguido das sementes e das películas. O nitrogênio variou de 6,79 a 13,28 g kg⁻¹, conforme a tabela 20, sendo o maior valor encontrado no engaço com aplicação do RSU. Diferenças significativas foram apontadas nas sementes para os teores de cálcio, com menor teor nas sementes no tratamento com RSU, que pode ser explicado devido a interação com o pH e a matéria orgânica (dos Santos & Tomm, 2003).

Tabela 23. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes nas diferentes partes da uva.

Tratamento	Tecido	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
		------(g.kg ⁻¹)-----				
Testemunha	Película	9,14 ab* ± 1,10	1,20 bc ± 0,06	23,90 b ± 3,30	0,005 d ± 0,003	0,50 c ± 0,06
RSU	Película	6,79 b ± 0,56	1,07 bc ± 0,09	23,80 b ± 1,10	0,01 d ± 0,00	0,54 c ± 0,08
Testemunha	Engaço	12,8 a ± 1,87	1,98 a ± 0,10	32,40 a ± 4,40	1,25 a ± 0,05	1,33 ab ± 0,40
RSU	Engaço	13,28 a ± 3,06	2,08 a ± 0,17	34,90 a ± 3,50	1,28 a ± 0,07	1,70 a ± 0,13
Testemunha	Semente	11,22 ab ± 0,22	1,33 b ± 0,14	5,60 c ± 0,60	0,88 b ± 0,12	1,12 b ± 0,18
RSU	Semente	10,36 ab ± 0,89	0,90 c ± 0,10	4,00 c ± 1,30	0,56 c ± 0,14	0,87 bc ± 0,12

*Na coluna, médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste de Tukey-Kramer ($\alpha=0,05$).

No que respeita aos micronutrientes (B, Fe, Mn, Zn e Cu) a tendência de maior concentração mantém-se centrada no engaço com ou sem RSU. No entanto o cobre parece acumular-se mais na semente do que nos restantes tecidos (Tabela 24). Verificaram-se valores elevados de ferro no engaço, diferindo estatisticamente entre os tratamentos. O ferro é absorvido pelas plantas na forma de Fe³⁺, Fe²⁺ e F–quelato, sendo o metabolismo

que controla essa interação e sofre influência de fatores como o pH e concentração de cálcio e fósforo (Chaney et al., 1972). O manganês também apresentou diferença significativa entre os tratamentos no engaço que poderão estar relacionadas com uma maior absorção deste elemento a partir do RSU. Heenan & Campbell (1980) em estudo sobre a concentração deste elemento apontaram que maiores teores podem ser encontrados com o passar dos anos da cultura. Para além desta nota de registo, sobressai a ausência de diferenças significativas nas concentrações dos micronutrientes na presença ou ausência de RSU para cada um dos componentes do fruto.

Tabela 24. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes nas diferentes partes da uva.

Tratamento	Tecido	Boro	Ferro	Manganês	Zinco	Cobre
		-----(mg kg^{-1})-----				
Testemunha	Película	11,49 b* \pm 2,80	45,06 c \pm 4,07	0,70 d \pm 0,49	3,80 c \pm 1,29	6,30 c \pm 0,75
RSU	Película	10,60 b \pm 1,54	36,82 c \pm 8,04	1,00 d \pm 0,77	4,23 c \pm 1,38	6,27 c \pm 0,23
Testemunha	Engaço	18,5 a \pm 1,97	226,36 b \pm 25,58	22,56 b \pm 4,77	9,96 ab \pm 1,56	7,93 bc \pm 0,32
RSU	Engaço	22,70 a \pm 2,23	339,82 a \pm 35,14	42,52 a \pm 5,24	12,87 a \pm 1,20	7,75 bc \pm 0,64
Testemunha	Semente	11,91 b \pm 1,36	59,55 c \pm 13,91	11,14 c \pm 1,94	7,41 bc \pm 1,73	10,62 a \pm 1,38
RSU	Semente	10,82 b \pm 0,84	43,02 c \pm 5,35	5,13 cd \pm 2,72	7,90 bc \pm 2,10	9,74 ab \pm 0,89

Na coluna, *médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste de Tukey-Kramer ($\alpha=0,05$).

Com relação aos metais pesados presentes nas diferentes partes do fruto, também não se encontraram diferenças significativas em cada tipo de tecido. A exceção vai para o teor de crómio nas sementes que foi significativamente menor no tratamento com aplicação de RSU (Figura 6). De notar que o crómio é um elemento naturalmente presente no solo (Figura 5) por ser de origem em rochas ultrabásicas e a presença de RSU poderá ter imobilizado parte deste catião limitando a sua absorção o que resultou numa menor concentração nas sementes dos frutos deste tratamento relativamente ao tratamento testemunha. Genericamente é também o engaço que acumula maior quantidade deste tipo de metais. Com aplicação de RSU encontrou-se maior teor de cádmio nas sementes ($0,21 \text{ mg kg}^{-1}$), para o níquel maior valor no engaço ($21,80 \text{ mg kg}^{-1}$), para o chumbo valores semelhantes foram obtidos nas película e engaço ($0,15 \text{ mg kg}^{-1}$) e para o crômio maior valor no engaço ($1,80 \text{ mg kg}^{-1}$).

A Tabela 4 apresenta valores a considerar nos gêneros alimentícios sobretudo para o chumbo e cádmio. Os valores apresentados estão expressos em mg por kg de peso

fresco. Atendendo a que os frutos têm cerca de 20% de matéria seca (valor determinado previamente) e atendendo a que estas análises são efetuadas na matéria seca, pode admitir-se uma concentração 5 vezes superior na matéria seca, o que daria valores para o chumbo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ para o cádmio de $0,25 \text{ mg kg}^{-1}$. De acordo com os valores registados, em nenhuma situação se ultrapassou este limite nestas partes do fruto. Deve sublinhar-se ainda que estes metais estão presentes no solo. No entanto, considerando que cádmio está presente no solo devido o material de origem o composto tem um desempenho positivo, pois reduziu o valor deste metal biodisponível para a videira.

Mano (2015) adotou o coeficiente de transferência do solo para a planta para avaliar os metais pesados em diferentes produtos hortícolas. O resultado evidencia maior coeficiente de transferência para o cádmio do que para o chumbo.

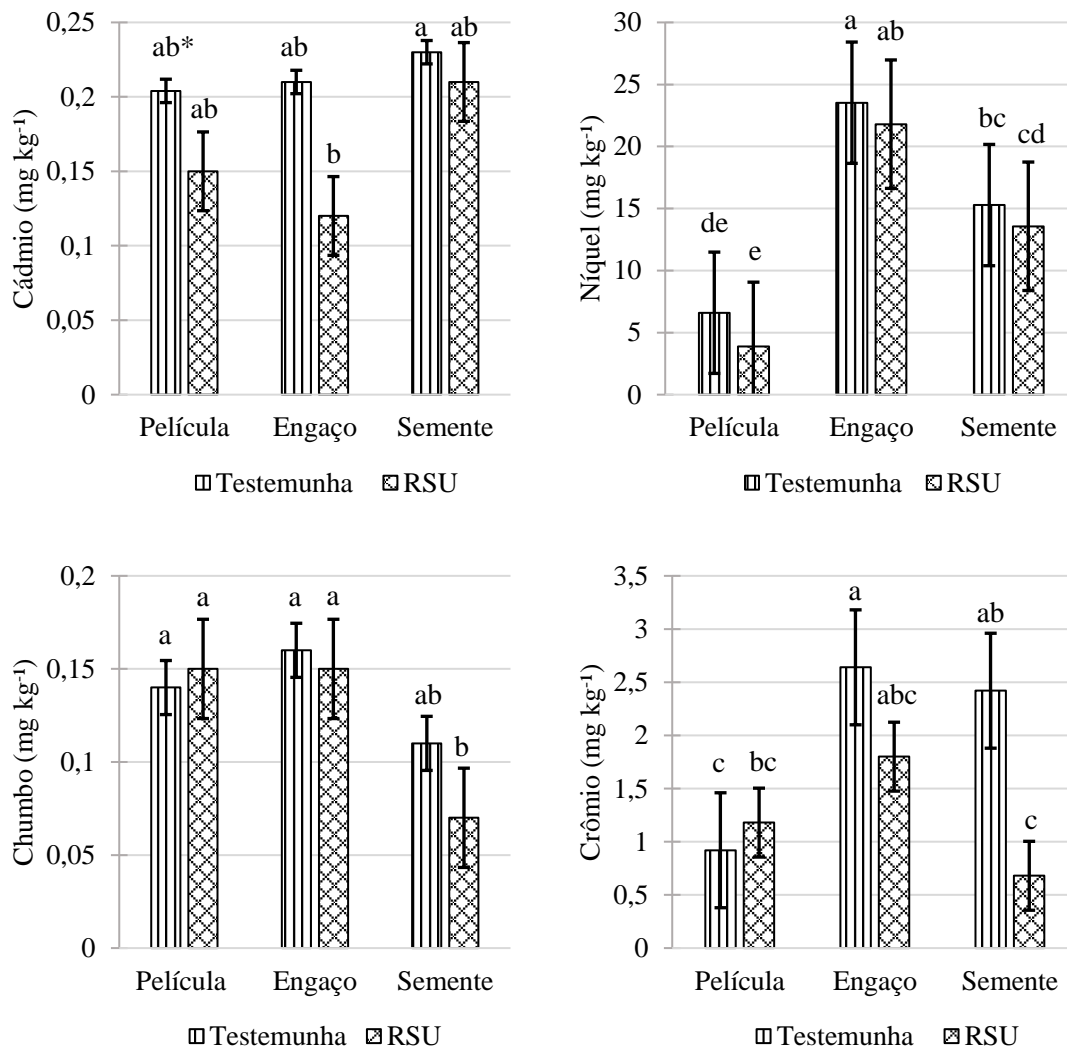


Figura 6. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais por tipo de tecido.

*médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

5.5.2. Sumo

O impacto da aplicação de RSU apenas foi significativo no caso do magnésio e do níquel (Tabelas 25 e 26, respectivamente). A matéria orgânica pode ter imobilizado esse elemento tal como já foi referido em capítulos anteriores.

Nos demais macronutrientes o impacto não foi significativo. O fertilizante orgânico parece induzir uma tendência para o aumento da concentração de fósforo e manganês no suco e, apesar, deste último ser ínfimo deve-se ter o cuidado para não aplicar dosagem excessiva devido ao efeito acumulativo (Embrapa, 2016).

Tabela 25. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de macronutrientes no sumo da uva (2019).

Tratamento	Nitrogênio	Fósforo	Potássio	Cálcio	Magnésio
	-----mg/L-----				
Testemunha	0,80 a* ± 0,03	1116 a ± 135,07	1728,33 a ± 206,79	0,13 a ± 0,13	76,35 a ± 6,21
RSU	0,83 a ± 0,04	1136 a ± 95,27	1483,13 a ± 70,11	0,12 a ± 0,05	66,07 b ± 4,38

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Tabela 26. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de micronutrientes no sumo da uva (2019).

Tratamento	Ferro	Manganês	Zinco	Cobre
	-----(mg kg^{-1})-----			
Testemunha	7,58 a* ± 1,44	0,17 a ± 0,05	0,71 a ± 0,05	0,74 a ± 0,12
RSU	7,44 a ± 1,97	0,20 a ± 0,15	0,67 a ± 0,13	0,78 a ± 0,04

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

O valor de chumbo encontrado no sumo está dentro do limite admissível conforme mencionado na Tabela 4. De notar também o valor da concentração de cádmio ligeiramente acima do valor permitido no tratamento testemunha, mas sem diferenças significativas para o tratamento com RSU. A presença de cádmio nos solos agrícolas é frequente sobretudo pelo uso de fertilizantes fosfatados (Gonçalves et al., 2008).

Tabela 27. Efeito da aplicação de resíduo sólido compostado nos teores de metais pesados no sumo da uva (2019).

Tratamento	Cádmio	Níquel	Chumbo	Crômio
	-----(mg kg^{-1})-----			
Testemunha	0,06 a* ± 0,00	0,79 a ± 0,05	0,01 a ± 0,00	0,34 a ± 0,12
RSU	0,04 a ± 0,01	0,54 b ± 0,07	0,01 a ± 0,00	0,31 a ± 0,05

*Médias que não compartilham uma letra são significativamente diferentes entre si pelo teste t de Student ($\alpha=0,05$).

Após 3 anos de aplicação do RSU no solo da vinha da Escola Superior Agrária de Bragança numa quantidade dupla da recomendada no Decreto-Lei n.º 103/2015 e que totaliza 60 toneladas/ha não se verificaram resultados negativos associados à sua aplicação. Por este motivo, considera-se segura a quantidade máxima recomendada de 10 toneladas/ha/ano que se encontra no referido decreto. Considera-se, no entanto, aconselhável a monitorização periódica da sua aplicação para acompanhamento de uma eventual acumulação dos metais no solo e nos alimentos.

6. CONCLUSÃO

Sabe-se que a qualidade do composto está estritamente ligada ao processo de segregação e triagem dos materiais, que podem garantir a minimização de contaminantes e proporcionar o uso do composto sem restrições. O composto orgânico aplicado neste estudo apresenta boas características na sua fase de maturação, sendo somente aconselhável a busca por técnicas que atenuam o teor de cádmio excedente.

O RSU apresentou grande potencial de uso para melhoria da fertilidade de solos e suprimento de nutrientes ao desenvolvimento da videira. A aplicação do RSU ao solo teve um impacto muito positivo na sua fertilidade. Aumentou o teor de matéria orgânica, o pH, o fósforo, o potássio, a capacidade de troca catiónica e o micronutrientes boro e zinco. O metal pesado que aumentou de forma significativa foi o chumbo, não se tendo verificado diferenças significativas nos restantes metais.

De forma geral, não houve diferenças significativas para os metais pesados quer no solo quer nos tecidos da videira associadas à adição do composto. A análise desses valores deve ser realizada levando em conta a condição natural dos solos do local.

Embora haja a preocupação da legislação portuguesa com a quantidade de fertilizante aplicado nos campos agrícolas, a dosagem anual de 20 t/ha não apresentou problemas na qualidade das uvas e nas características químicas e físicas do solo. Assim, a obrigatoriedade de não ultrapassar as 10 t/ha/ano deste tipo de compostos aparenta ser uma quantidade que se pode usar com segurança. No entanto, não se conhece com clareza os efeitos a longo prazo, sendo recomendado investigações mais aprofundadas e prolongadas no tempo sobre o efeito acumulativo dos metais pesados.

REFERÊNCIAS

ABRELPE, 2019. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019. <http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>.

Afonso, N., Arrobas, M., 2009. Contribuição para a Elaboração da Carta de Solos da Cidade de Bragança. In: Qualidade do Ambiente Urbano: Novos Desafios, p. 136-142.

Agência Portuguesa do Ambiente, I.P., 2019. Relatório Anual de Resíduos Urbanos. Departamento de Resíduos. Agência Portuguesa do Ambiente, I.P. https://apambiente.pt/_zdata/Politicar/Residuos/Residuos_Urbanos/RARU_2018_v2.pdf.

Alleoni, L. R. F., et al., 2005. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 27(4), p. 729-737.

Almeida, L.A.V., Balbino, L.R., 1960. Determinação do fósforo e potássio assimiláveis em alguns solos do país. *Anais do Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa*, 23, p. 19-42.

Bong, C.P.C., et al., 2017. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, 146, p. 149-157.

Bremner, J. M., 1996. Nitrogen-Total. In *Methods of soil analysis - Part 3. Chemical Methods - SSSA*.

Bryson, G. M., et al., 2014. *Plant Analysis Handbook III. A guide to sampling, preparation, analysis, interpretation and use of results of agronomic and horticultural crop plant tissue*. Micro-Macro Publishing, Inc.

Burak, D.L., et al., 2008. Metais pesados em solos: Aspectos gerais. *Estudos Avançados em Produção Vegetal, Vitória*, 32, 1, p. 571-592. https://www.researchgate.net/publication/321239944_Metais_pesados_em_solos_aspectos_gerais.

Campos, L. F. C., et al., 2015. Plantas de cobertura do solo em área de videira rústica cultivada no cerrado goiano. *Rev. Cienc. Agrar.*, 58, 2, p. 184-191. <http://dx.doi.org/10.4322/rca.1793>.

Caserta, D. et al., 2013. Heavy metals and placental fetal-maternal barrier: a mini-review on the major concerns. *European Review for Medical and Pharmacological Sciences*.

<https://pdfs.semanticscholar.org/1533/da0fbf6c7ebacd2ff0fe384313267bf0b4e8.pdf>.

Ciavatta, C., et al., 1993. Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 43, 2, p. 141-145. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0960852493901739>.

CLIMATE-DATA.ORG, 2020. Clima Bragança. <https://pt.climate-data.org/europa/portugal/braganca/braganca-141/>.

da Silva, R.T.L., et al., 2018. Vegetação espontânea associada a videiras viníferas: uma estratégia no controle biológico de ácaros no sul do Brasil. II Congresso Latinoamericano de Acarologia e VI Simpósio Brasileiro de Acarologia.

Enayetullah, I., Sinha, A.H.M.M., Khan, S.S.A., 2005. Urban Solid Waste Management Scenario of Bangladesh: Problems and Prospects. *Waste Concern Technical Documentation*, Dhaka, Bangladesh, p. 18.

Eurostat, 2019. Geração de Resíduos, 2016. https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/index.php?title=Waste_statistics/pt#Produ.C3.A7.C3.A3o_total_de_res.C3.ADduos.

Fairbrother, A. et al., 2007. Framework for Metals Risk Assessment: Ecotoxicology and Environmental Safety, 68, 2, p. 145-227.

Figueiredo, Tomás de., 2013. Uma panorâmica sobre os recursos pedológicos do Nordeste Transmontano. Bragança: Escola Superior Agrária. (Série Estudos, 84). <http://hdl.handle.net/10198/8527>.

Cardoso Gonçalves, V.C., et al., 2008. Biodisponibilidade de cádmio em fertilizantes fosfatados. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, 32, p. 2871-2875.

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123, 1–3, p. 1-14.

Heckman, J., 2006. A history of organic farming: Transitions from Sir Albert Howard's War in the Soil to USDA National Organic Program. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 21, 3, p. 143-150.

Hussein, A., Mansour, M. S. M., 2018. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27, 4, p. 1275-1290.

Instrução Normativa N° 7, de 12 de abril de 2016. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Secretaria de Defesa Agropecuária. <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumosagricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>.

Instrução Normativa n° 25, de 23 de julho de 2009. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Secretaria de Defesa Agropecuária. <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumosagricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf>.

Keren, R., 1996. Boron. In *Methods of soil analysis – Part 3. Chemical Methods – SSSA*.

Kranz, C. N. et al., 2020. The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils – A concise review. *Journal of Environmental Management*, 261

Lakanen, E., Ervio, R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn*, 123, p. 223-232.

Leite, A., Silva, R., Cunha, E., 2015. Aplicação de um caso prático de doenças profissionais: relevância médico-legal metais pesados e carcinogênese. *Arq Med, Porto*, 29, 4, p. 93-97.

Madari, B. E., 2009. Matéria orgânica dos solos antrópicos da Amazônia (Terra Preta de índio): suas características e papel na sustentabilidade da fertilidade do solo. In: *As Terras Pretas de Índio da Amazônia*. Embrapa, p. 172-188.

Mano, R., 2015. Metais pesados nos solos portugueses. INIAV - Oeiras.

Mehta, C.M., 2014. Compost: Its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases, *Waste Management*, 34, 3, p. 607-622.

Nelson, D. W., Sommers, L. E., 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In *Methods of soil analysis - Part 3. Chemical Methods - SSSA*.

OMS, 2010. Preventing Disease Through Healthy Environments: action is needed on chemicals of major public health concern. https://www.who.int/ipcs/features/10chemicals_en.pdf.

ONU, 2018. Humanidade produz mais de 2 bilhões de toneladas de lixo por ano, diz ONU em dia mundial. <https://nacoesunidas.org/humanidade-produz-mais-de-2-bilhoes-de-toneladas-de-lixo-por-ano-diz-onu-em-dia-mundial/>.

Pavinato, P. S., Rosolem, C. A., 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo-decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 3, p. 911-920.

Pereira, A. C. C. et al., 2015. Análise e monitoramento de metais pesados no solo. In: COSTA, Adelaide de F. S. da; COSTA, Aureliano Nogueira da (Ed.). *Valores orientadores de qualidade de solos no Espírito Santo*. Espírito Santo: Incaper - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural, Cap. 4. p. 71-86.

Pinamonti, F., et al., 1999. Compost use in viticulture: Effect on heavy metal levels in soil and plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30, 9-10, p. 1531-1549.

Prampolim et al., 2015. Concepção de um pátio de compostagem na região do Guarapiranga. São Paulo, 155 p. Trabalho de Formatura - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010, Lei 12.305. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm.

Portela, E., Vale, R., Abreu, M. M., 2015. Carências de boro no interior: norte e centro - de Portugal. *Rev. de Ciências Agrárias*, Lisboa, 38, 4, p. 484-517.

Portugal, Diário da República, 1.ª série — N.º 114 — 15 de junho de 2015, Decreto-Lei n.º 103/2015, p. 3756-3788.

Portugal, Diário da República, 1.ª série — N.º 152 — 7 de Agosto de 2009, Portaria n.º 851/2009, p. 5143-5146.

Regulamento (CE) n°1881/2006 da comissão de 19 de dezembro de 2006. Fixa os teores máximos de certos contaminantes presentes nos géneros alimentícios.

Resolução – RDC n° 42, de 29 de agosto de 2013. Ministério da Saúde - Agência Nacional de Vigilância Sanitária.

Ribeiro, M. A. do C., 2013. Contaminação do solo por metais pesados. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia do Ambiente, Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa.

Santos, J.Q., 2015. Fertilização. Fundamentos agroambientais da utilização de adubos e corretivos. Publindústria.

Silva, F. C. da, et al., 2000. Uso agrícola de composto de lixo: efeito do tempo de incubação solo/resíduo na disponibilidade de metal pesado. Embrapa Informática Agropecuária. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/7865>. Acesso em 7 fev. 2020.

Sujauddin, M., Huda, S. M. S., Hoque, A. T. M. R., 2008. Household solid waste characteristics and management in Chittagong, Bangladesh. *Waste Management*, 28, 9, p. 1688-1695.

Temminghoff, E. E. J. M., Houba, V. J. G., 2004. *Plant Analysis Procedures*. 2 ed. Temminghoff, E.J.M., Houba, V.J.G Eds Kluwer Academic Publishers.

Van Reeuwijk, 2002. *Procedures for soil analysis*. 6 ed. ISRIC, FAO of the United Nations.

Weil, R.R., Brady, N.C., 2017. *The nature and properties of soils*. 15th ed. Pearson. Global Edition.

Wu, L., et al., 2021. Carbon sequestration under different organic amendments in saline-alkaline soils, *CATENA*, p. 196.

Zhao, X., et al., 2019. The impacts of metal ions on phytotoxicity mediate by microbial community during municipal solid waste composting. *Journal of Environmental Management*, 242, p. 153-161.