



Resposta da oliveira à aplicação de biochar e fertilização orgânica

Taís Gabriele Garmus

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

Orientado por

Professor Doutor Manuel Ângelo Rodrigues

Professora Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues

Professor Doutor Thiago Vargas

Bragança

2018

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer, em primeiro lugar, a minha família, que com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa na minha vida.

Aos meus orientadores, Professor Doutor Manuel Ângelo Rodrigues, Professora Doutora Margarida Maria Pereira Arrobas Rodrigues e Professor Doutor Thiago Vargas, pelo apoio à conclusão desta dissertação.

Registro meu agradecimento ao Laboratório de Solos do IPB, pelo suporte durante as análises para conclusão de minha dissertação. Agradeço a D. Rita e a D. Ana pelo auxílio nas análises.

Ao Instituto Politécnico de Bragança pela oportunidade de realizar minha dissertação. À UTFPR pela oportunidade de participar do programa de dupla-diplomação.

Ao meu namorado, Vagner Grade, por todo o apoio e atenção durante essa caminhada.

Por fim, agradeço aos demais que de uma forma ou outra colaboraram para o desenvolvimento deste trabalho.

“Pouco conhecimento faz com que as pessoas se sintam orgulhosas. Muito conhecimento, que se sintam humildes. É assim que as espigas sem grãos erguem desdenhosamente a cabeça para o Céu, enquanto que as cheias as baixam para a terra, sua mãe”

Leonardo da Vinci

RESUMO

A oliveira (*Olea europaea* L.) tem grande importância econômica e social em Portugal. Com a intensificação dos processos industriais e concentração populacional, a quantidade de resíduos gerados vem aumentando, assim como a preocupação com o seu destino. Uma alternativa é a aplicação destes resíduos como fertilizantes agrícolas. Outra preocupação atual, é a utilização de compostos que contribuam para o sequestro de carbono no solo, como é o uso de biochar. Ambos, os resíduos e biochar, além de contribuírem ao desenvolvimento das plantas, podem melhorar as propriedades do solo. Nesse contexto, o objetivo do estudo foi avaliar a resposta da oliveira à aplicação associada de biochar como condicionador do solo e de resíduos orgânicos como fertilizantes. Os tratamentos utilizados foram: 1) biochar 10 (equivalente a 10 t ha⁻¹) + adubação NPK; 2) biochar 10 + resíduos cogumelos 20; 3) biochar 10 + resíduos lagar de azeite 20; 4) biochar 10 + RSU 20; 5) biochar 20; 6) biochar 10; 7) adubação NPK; e 8) testemunha sem adubação. O ensaio decorreu em Vila Real e consistiu no cultivo de oliveiras jovens em vasos de 10 kg, utilizando um delineamento experimental completamente casualizado, com quatro repetições. Nas plantas avaliou-se a produção de matéria seca separada em folhas, caules e raízes e a determinação do teor de nutrientes. No solo, avaliou-se o teor de nutrientes, o pH e a matéria orgânica. Os dados foram submetidos à análise de variância e quando significativos as médias foram comparadas utilizando o teste de Tukey ($\alpha = 0,05$). Não houve diferença em função dos tratamentos para a matéria seca. Na concentração de nutrientes nos tecidos encontrou-se diferença estatística entre os tratamentos para nitrogênio, fósforo, cálcio e boro. A maioria dos tratamentos tiveram concentrações de nutrientes nas folhas dentro dos intervalos de suficiência estabelecidos para a cultura, com exceção de nitrogênio e cálcio que não alcançaram concentrações adequadas para nenhum dos tratamentos. O caule apresentou maior exportação de nutrientes que as outras partes da planta, tendo fósforo e potássio apresentado diferença estatística. Nos solos não foi registada diferença em carbono orgânico entre os tratamentos. Na concentração de nitratos em extratos de membranas de troca aniônica, os valores mais elevados encontraram-se associados aos tratamentos com NPK. Os solos de todos os tratamentos foram classificados como ácidos. As bases de trocas diferiram entre tratamentos, havendo relação com a composição inicial do fertilizante. Os teores de nutrientes no solo não apresentaram diferença para os micronutrientes nem para o fósforo, no entanto, o potássio apresentou diferença estatística. Conclui-se que os resíduos orgânicos podem ser uma fonte alternativa de nutrientes para a oliveira. O uso de biochar como condicionador do solo não influenciou de forma significativa a performance das plantas, talvez por falta de envelhecimento no solo.

Palavras-chave: *Olea europaea*; resíduos orgânicos; análise foliar; análises de solos; membranas de troca aniônica; condicionador do solo.

ABSTRACT

The olive tree (*Olea europaea* L.) has a huge economic and social importance in Portugal. Due to the industry processes intensification and population concentration, the quantity of residues generated has increased as much as the concern about its final destination. One alternative is the application of these residues as fertilizers. Another current concern is the use of compounds that contribute to soil carbon sequestration, such as the use of biochar. Both residues and biochar, contribute to plant development and improve the soil properties. In this context, the aim of this study was to evaluate the response of olive tree to the associated application of biochar as soil conditioner and organic residues as fertilizers. The treatments used were: 1) biochar 10 (equivalent to 10 t ha⁻¹) + NPK fertilization; 2) biochar 10 + mushroom residue 20; 3) biochar 10 + olive mill residue 20; 4) biochar 10 + MSW 20; 5) biochar 20; 6) biochar 10; 7) NPK fertilizer; and 8) control without fertilization. The experiment was carried out in Vila Real and it consisted in young olive tree cultivation in 10 kg pots, using a completely randomized design with four replications. In the plants, the production of dry matter was separated in leaves, stems and roots and the determination of the nutrient content were evaluated. In the soil, the nutrient content, pH and organic matter were evaluated. The data were submitted to analysis of variance and when significant, the means were compared using the Tukey test ($\alpha = 0,05$). There was no difference in the treatments for dry matter. To the concentration of nutrients in the tissues was found statistical difference among the treatments for nitrogen, phosphorus, calcium and boron. Most of the treatments had foliar nutrient concentration within the sufficiency intervals established for the crop, with the exception of nitrogen and calcium that did not reach adequate concentrations for any of the treatments. The stem had greater nutrient uptake than other parts of the plant, with phosphorus and potassium statistical difference. No difference in organic carbon among treatments was found in soils. The NPK treatments had the highest values to the anion exchange membrane concentration. Soils of all treatments were classified as acidic soils. The exchangeable cations had difference among the treatments and it had relation with the initial composition of the fertilizer. Neither micronutrients nor phosphorus had difference in the soil nutrient content, however, potassium showed a statistical difference. In conclusion, the organic residue can be an alternative source of nutrients for the olive tree. The use of biochar as a soil conditioner did not influence significantly the plant performance, perhaps due to lack of soil aging.

Key-words: *Olea europaea*; organic residues; foliar analysis; soil analysis, anion exchange membrane; soil conditioner.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 A OLIVICULTURA NO MUNDO E EM PORTUGAL	13
2.2 FERTILIZAÇÃO DO OLIVAL	14
2.2.1 Importância da matéria orgânica.....	18
2.3 SITUAÇÃO AMBIENTAL NA EUROPA	20
2.3.1 Economia para as baixas emissões de carbono.....	21
2.4 BIOCHAR.....	22
2.4.1 O biochar no solo.....	22
2.5 RESÍDUOS ORGÂNICOS	28
2.5.1 Gestão e valorização de resíduos orgânicos	28
2.5.2 Importância dos resíduos orgânicos	29
2.5.3 Resíduos de lagares de azeite.....	30
2.5.4 Resíduos sólidos urbanos.....	31
2.5.5 Resíduos da produção de cogumelos.....	33
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL.....	35
3.2 ANÁLISES LABORATORIAIS.....	38
3.2.1 Análises dos tecidos vegetais	38
3.2.2 Análises do solo.....	39
3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 MATÉRIA SECA E RELAÇÃO ENTRE PARTES DA PLANTA.....	43
4.2 CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NOS TECIDOS	45
4.3 EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES	50
4.4 CONCENTRAÇÃO DE NITRATOS EM EXTRATOS DE MEMBRANAS DE TROCA ANIÓNICA	51
4.5 PROPRIEDADES QUÍMICAS DOS SOLOS.....	52
5 CONCLUSÕES	59
6 REFERÊNCIAS	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Distribuição geográfica das áreas de cultivo de <i>O. europaea</i> (International Olive Council, 2008).	14
Figura 2: Efeito do pH do solo na disponibilidade de nutrientes minerais (Freeman & Carlson, 2005).	16
Figura 3: Trocas catiônicas entre o complexo coloidal e a solução do solo (Freeman & Carlson, 2005).	17
Figura 4: Benefícios da incorporação de matéria orgânica ao solo. Adaptado de IPEA (2012).	19
Figura 5: Fotografia de perfis de TPI e artefatos encontrados. Extraído de Novotny et al. (2009).	23
Figura 6: Fotomicrografia eletrônica da estrutura de um carvão vegetal (Leij et al., 2006).	25
Figura 7: Fotomicrografia eletrônica do poro de um carvão vegetal (Leij et al., 2006).	25
Figura 8: Processos de extração de azeite (adaptado de Azbar et al., 2004) ..	31
Figura 9: Distribuição relativa dos destinos (diretos) dos resíduos urbanos entre 2010 e 2012 em Portugal Continental (Agência Portuguesa do Ambiente, 2012).	32
Figura 10: Produção mundial de cogumelos. Adaptado de Wakchaure (2011).	33
Figura 11 Matéria seca produzida pela planta em função dos tratamentos fertilizantes. Letras distintas sobre as colunas significam diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$) para a soma das partes da planta (raiz + caule + folha).	43
Figura 12 Relação entre diferentes tecidos da planta em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de relação, letras distintas sobre as colunas significam diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).	45
Figura 13: Concentração de nitrogênio nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).	46
Figura 14 Concentração de fósforo nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).	47
Figura 15 Concentração de cálcio nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).	48
Figura 16 Concentração de boro nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).	49

Figura 17 Exportação de fósforo nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).....	50
Figura 18 Exportação de potássio nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).....	51
Figura 19 Carbono orgânico nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada método, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).....	54

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos teores de matéria orgânica nos solos agrícolas (INIAP, 2005).....	17
Tabela 2- Interpretação da concentração de nutrientes nas folhas de oliveira expressos em matéria seca de acordo com Fernández-Escobar (2017).	18
Tabela 3- Atributos químicos de solos da região Amazônica (Novotny et al., 2009)	24
Tabela 4- Algumas propriedades do solo (média ± desvio padrão) no momento da instalação do experimento em vasos	35
Tabela 5- Tratamentos utilizados no experimento.....	36
Tabela 6- Propriedades físicas e químicas do biochar comercial utilizado segundo a ficha técnica do fabricante	36
Tabela 7- Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados na experiência em vasos.....	37
Tabela 8- Concentração de nitratos em extratos de membranas de troca aniônica inseridas diretamente no solo em quatro datas de amostragem.....	52
Tabela 9- pH, capacidade de troca catiônica no solo, acidez total e alumínio de troca no fim da experiência em função dos tratamentos fertilizantes	55
Tabela 10- Bases de troca em função dos tratamentos fertilizantes.	57
Tabela 11- Teores extraíveis de alguns elementos no solo em função dos tratamentos fertilizantes.	58

1 INTRODUÇÃO

A oliveira (*Olea europaea* L.) constitui-se como um elemento característico da paisagem mediterrânea. Os estados membros da União Europeia (UE-28) são responsáveis por cerca de 75% da produção mundial de azeite, sendo Espanha, Itália e Grécia os maiores produtores. Portugal encontra-se como o 4º maior produtor de azeite (FAOSTAT, 2016). Em Portugal, além da importância económica, a cultura da oliveira possui uma grande importância social. Devido às regiões do interior serem mais desfavorecidas e possuírem uma menor densidade populacional, a cultura da oliveira contribui como uma fonte de emprego, colaborando para a permanência das populações rurais (Fernandes, 2014).

Em escala global, a intensificação da produção agrícola tem assegurado o suprimento de alimentos a uma população que cresce a um nível exponencial. No entanto, devido ao crescimento populacional e à falta de planejamento adequado dessas ações antrópicas, o meio ambiente tem sido degradado (Petter, 2010). A par da intensificação agrícola, a atividade industrial e a evolução dos processos industriais têm adquirido um caráter essencial na sociedade contemporânea. Contudo, a agroindústria tem um problema quanto ao destino e tratamento de seus resíduos. Para viabilizar a sustentabilidade, o reaproveitamento da biomassa residual da agricultura pode contribuir com a diminuição e controle da poluição gerada por estes, trazendo assim benefícios ambientais diversos (IPEA, 2012). Métodos alternativos para uma produção de alimentos com a preservação da biodiversidade, do solo e da água e ainda contribuindo para o sequestro de carbono na atmosfera, podem reduzir alguns dos problemas anteriormente citados.

A utilização de um condicionador de solo, como o biochar, que proporciona ou auxilia no fornecimento de nutrientes e aeração, e pode sequestrar carbono no solo, tornou-se um tópico de pesquisa importante (Lal, 2009). Além disso, o biochar pode ser aplicado ao solo com finalidade de reproduzir características da “Terra Preta de Índio”, com aumentos de cálcio, magnésio, potássio, zinco, cobre, entre outros, além de melhorar os teores de matéria orgânica (Teixeira et al., 2009).

A matéria orgânica é considerada o principal componente do solo responsável por promover a sustentabilidade agrícola. É constituída principalmente por carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre e fósforo, sendo que o carbono representa cerca de 60% (Santos, 2007). A matéria orgânica do solo pode ser entendida como a quantidade de substrato orgânico em diferentes níveis de decomposição, sujeita à ação de agentes biológicos, e incluindo substâncias orgânicas sintetizadas quimicamente e biologicamente (Cunha et al., 2009). Os resíduos são continuamente degradados até a sua estabilização, assumindo diferentes composições químicas, em que durante o processo se proporciona liberação de minerais utilizáveis pelas plantas. Diante disso, a incorporação de matéria orgânica e a manutenção dos seus níveis no solo contribuem para a fixação de carbono e redução do efeito estufa e, não menos importante, para a manutenção da sua fertilidade.

Assim, este estudo teve por objetivo avaliar a resposta da oliveira à aplicação associada de biochar como condicionador do solo e de resíduos orgânicos como fertilizantes. Esta técnica pode no futuro proporcionar ao agricultor mais uma alternativa para o desenvolvimento sustentável da produção agrícola.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A OLIVICULTURA NO MUNDO E EM PORTUGAL

A oliveira (*Olea europaea* L.) pertence à família botânica Oleaceae, que compreende espécies de plantas distribuídas pelas regiões tropicais e temperadas do mundo. Existem cerca de 35 espécies do gênero *Olea*. Estão incluídas na espécie *Olea europaea* todas as oliveiras cultivadas e também as oliveiras silvestres. *Olea europaea* é a única espécie da família Oleaceae com frutas comestíveis (Coutinho et al., 2009).

A oliveira constitui um elemento característico da paisagem mediterrânea. É considerada uma das plantas mais antigas, pois foi cultivada no mediterrâneo oriental por volta de 3000 a 4000 a.C., e a partir dessa região foi transportada para o norte da África, para a Península Ibérica e outros países da Europa por civilizações que ocupavam essas regiões. Sendo que durante os últimos 500 anos a oliveira foi levada para as Américas, Sul da África, Austrália, China e Japão, mas permanecendo a bacia mediterrânea como a região de cultivo dominante (Connor & Fereres, 2005).

Assim, atualmente a oliveira é cultivada em quase todo o mundo. No entanto, por questões de adaptação ambiental, o seu cultivo concentra-se entre os paralelos 30 e 45 dos hemisférios Norte e Sul (Figura 1) (International Olive Council, 2008). São cultivadas mais de 750 milhões de oliveiras no mundo, estando 95% destas concentradas na região do Mediterrâneo (Yildiz, 2010), que possui um verão seco, com temperaturas elevadas, baixo índice pluviométrico (250-550 mm anuais) e, no período de floração, ocorrem temperaturas moderadas, que são condições importantes para uma produção satisfatória (Fillipini et al., 2014).



Figura 1: Distribuição geográfica das áreas de cultivo de *O. europaea* (International Olive Council, 2008).

Os estados membros da União Europeia (UE-28) são responsáveis por cerca de 75% da produção mundial de azeite, sendo Espanha, Itália e Grécia os maiores produtores mundiais (FAOSTAT, 2016). Portugal encontra-se na décima posição no ranking mundial dos países produtores e ocupa a quarta posição a nível da UE, com uma produção de azeitona de aproximadamente 617 610 toneladas no ano 2016 (FAOSTAT, 2016). Como atividade importante para o desenvolvimento económico do país, as exportações de azeite, em Portugal, rondaram 120 451 toneladas (cerca de 434 161 euros) e a azeitona de mesa rondou 30 852 toneladas (cerca de 26 256 euros) (Estatísticas Agrícolas, 2016).

Além da importância económica, a cultura da oliveira possui uma grande importância social em Portugal. Devido às regiões do interior serem mais desfavorecidas e possuírem uma menor densidade populacional, a cultura da oliveira contribui como uma fonte de emprego, colaborando para a permanência das populações no meio rural (Fernandes, 2014).

2.2 FERTILIZAÇÃO DO OLIVAL

A oliveira é uma árvore nativa e bem adaptada à bacia do Mediterrâneo, onde predominam solos geralmente pobres em nutrientes, pouco profundos e rochosos e onde existe um longo período de seca durante o verão (Wiesman, 2009). De uma maneira geral, considera-se que a oliveira tolera

piores condições de fertilidade do solo que qualquer outra espécie frutífera (Therios, 2009). Em vastas áreas de olival, a prática de adubação continua a ser baseada na tradição (Fernández-Escobar, 2017). A sabedoria convencional determina que a oliveira tem uma baixa demanda de nutrientes, o que não é comprovado pela investigação, pois esta interpretação foi baseada em observações de plantas frutíferas sobre condições de chuva apropriadas, ao contrário de condições de solos pobres, onde é facilmente encontrada deficiência de macro elementos em pomares de oliveira devido a longos períodos sem chuva no verão (Wiesman, 2009, Therios, 2009).

Uma adubação correta é aquela que cobre as necessidades da planta e as quantidades de nutrientes que não podem ser extraídos do solo e ainda a que minimiza o impacto ambiental da adubação, em termos de poluição de solo, água e ar por aplicação excessiva de fertilizantes. Importa ressaltar que a aplicação excessiva de algum elemento não necessário causa sempre algum tipo de degradação ambiental (Gregoriou et al, 2010).

Como as outras espécies, a oliveira necessita de 16 elementos essenciais para seu desenvolvimento, designadamente carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio, cálcio, enxofre, ferro, magnésio, zinco, cobre, molibdênio, boro e cloro. Esses elementos são diretamente envolvidos com o crescimento da planta ou seu metabolismo, não podendo ser substituídos por quaisquer outros (Tombesi & Tombesi & Tombesi, 2007).

Os elementos carbono, hidrogênio e oxigênio são não-minerais e compõem aproximadamente 95% do peso seco de um vegetal. A planta retira esses elementos do ar (CO_2) e da água (H_2O), o que ajuda a compreender o impacto de um déficit de água no crescimento e produção da planta. Os restantes 5% da massa de um vegetal são os outros 13 elementos minerais, alguns deles fornecidos pelo solo, outros suplementados através da adubação (Tombesi & Tombesi & Tombesi, 2007). Desse modo, por ser uma pequena quantia a ser aplicada, facilmente ocorrem excessos em sua aplicação.

O solo influencia a disponibilidade de nutrientes por diversas características, como o pH do solo, a textura, capacidade de troca catiônica e o teor de matéria orgânica.

O valor de pH do solo indica se o solo é ácido (pH menor que 7), neutro (pH 7) ou básico (pH maior que 7). No norte de Portugal os solos são predominantemente ácidos (Arrobias et al., 2009). O pH do solo influencia na solubilidade dos nutrientes, em que concentrações estão presentes na solução do solo e na disponibilidade dos nutrientes para as raízes das plantas (Freeman & Carlson, 2005). Para a maioria das plantas, os valores de pH mais favoráveis para a disponibilidade de nutrientes situam-se entre 5,5 e 7 (Figura 2).

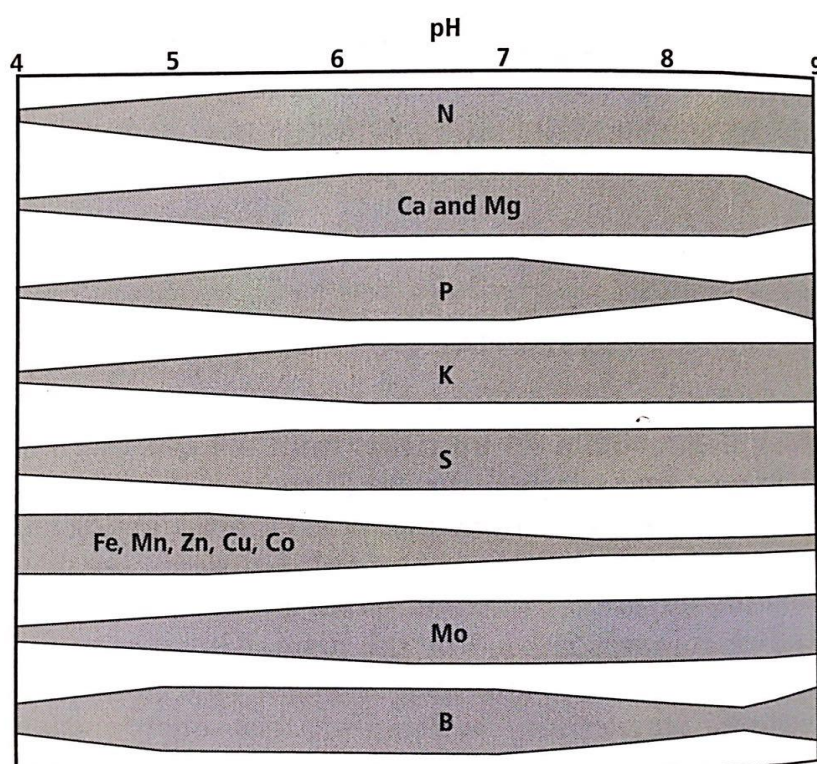


Figura 2: Efeito do pH do solo na disponibilidade de nutrientes minerais (Freeman & Carlson, 2005).

A textura do solo é definida pelas quantidades de areia, silte e argila que o compõem. A textura afeta a disponibilidade de nutrientes para as plantas e contribui de forma decisiva para as características físicas de um solo. Além disso, é uma característica intrínseca de cada solo não podendo ser modificada pelo homem (Freeman & Carlson, 2005).

A capacidade de troca catiônica expressa a capacidade do solo em reter os cátions evitando que se percam por lixiviação (Freeman & Carlson, 2005). Muitos cátions são nutrientes minerais que as raízes das oliveiras absorvem através da solução do solo. A troca de um cátion por outro ocorre

entre a superfície da partícula da argila mineral e os sítios ativos da matéria orgânica (Figura 3). Dessa forma, solos com maior quantidade de argila e/ou matéria orgânica humificada possuem uma capacidade de troca catiônica elevada.

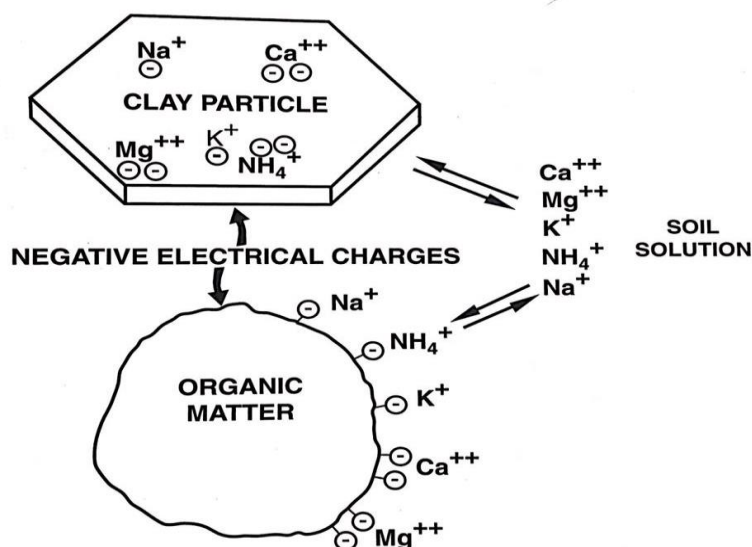


Figura 3: Trocas catiônicas entre o complexo coloidal e a solução do solo (Freeman & Carlson, 2005).

A matéria orgânica do solo exerce um papel importante na disponibilidade de nutrientes. Os principais nutrientes liberados para a solução do solo através da matéria orgânica depois de decomposta ou mineralizada por microrganismos são nitrogênio, fósforo e enxofre, entre muitos outros (Freeman & Carlson, 2005). Os teores de matéria orgânica nos solos em Portugal são geralmente baixos a médios (INIAP, 2005). A tabela 1 indica a classificação dos teores de matéria orgânica nos solos agrícolas.

Tabela 1 - Classificação dos teores de matéria orgânica nos solos agrícolas (INIAP, 2005).

Classificação	Matéria orgânica do solo (%)	
	Solos de textura grosseira	Solos de textura média ou fina
Muito baixa	≤ 0,5	≤ 1,0
Baixa	0,6 - 1,5	1,1 – 2,0
Média	1,6 – 3,0	2,1 – 4,0
Alta	3,1 – 4,5	4,1 – 6,0
Muito alta	> 4,5	> 6,0

O método mais adequado para diagnosticar o estado nutricional do olival é através da análise foliar. Assim, análise foliar em conjunto com outros detalhes, como características do solo e sintomas na planta, devem usar-se para preparar as recomendações de adubação para o olival. Também pela análise foliar se podem identificar desordens nutricionais, resposta à adubação e toxicidade causada por elementos como cloro, boro e sódio (Tombesi & Tombesi, 2007). A tabela 2 mostra os níveis críticos dos nutrientes nas folhas de oliveira para amostragem de Verão durante o endurecimento do caroço (Fernández-Escobar, 2017).

Tabela 2- Interpretação da concentração de nutrientes nas folhas de oliveira expressos em matéria seca de acordo com Fernández-Escobar (2017).

Elemento	Deficiência	Adequado	Tóxico
Nitrogênio, N (%)	1.4	1.5-2.0	>1,7
Fósforo, P (%)	0.05	0.1-0.3	-
Potássio, K (%)	0.4	>0.8	-
Cálcio, Ca (%)	0.3	>1	-
Magnésio, Mg (%)	0.08	>0.1	-
Manganês, Mn (%)	-	>20	-
Zinco, Zn (ppm)	-	>10	-
Cobre, Cu (ppm)	-	>4	-
Boro, B (ppm)	14	19-150	185
Sódio, Na (%)	-	-	>0.2
Cloro, Cl (%)	-	-	>0.5

Assim, é necessário determinar se o nível do elemento é deficiente, baixo, adequado ou excessivo quando comparado a resultados de análise foliar e, dessa, forma tomar as medidas corretivas necessárias (Tombesi & Tombesi, 2007).

2.2.1 Importância da matéria orgânica

Nos solos agrícolas, o teor de matéria orgânica varia de uma maneira geral entre 0,5 a 5,0% nos horizontes minerais superficiais (Silva et al., 2006).

Aumentar os níveis de matéria orgânica do solo geralmente traz consideráveis benefícios aos atributos biológicos, químicos e físicos do solo, melhorando genericamente a sua fertilidade. Essas melhorias incluem uma maior capacidade de armazenamento de água, aumento da infiltração de água, redução da lixiviação de nutrientes e da erosão e maior armazenamento de nutrientes essenciais às plantas (Paustian et al., 2016). A figura 4 ilustra alguns benefícios da adição da matéria orgânica ao solo, resultando em um aumento da qualidade do solo, de produtividade e de redução de erosão. A matéria orgânica é um fator chave para a sustentabilidade do uso do solo.

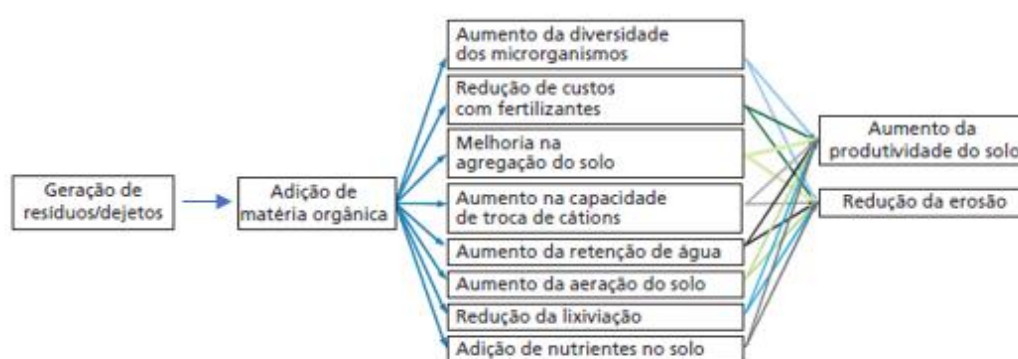


Figura 4: Benefícios da incorporação de matéria orgânica ao solo. Adaptado de IPEA (2012).

Segundo Gregorich et al. (1994), os solos com melhor qualidade produzirão mais alimentos para a crescente população e também terão grande papel na estabilidade dos ecossistemas naturais, provendo uma melhor qualidade do ar e da água.

A matéria orgânica é considerada o principal componente do solo responsável por promover a sustentabilidade agrícola. É constituída principalmente por carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre e fósforo, sendo que o carbono compreende cerca de 60% (Santos, 2007). A matéria orgânica do solo pode ser entendida como o conjunto de resíduos vegetais e animais em diferentes níveis de decomposição, através de agentes biológicos, além de substâncias orgânicas sintetizadas quimicamente e biologicamente (Cunha et al., 2009). Os resíduos orgânicos são continuamente degradados até à sua estabilização, assumindo diferentes composições químicas, onde, no final desse processo, ocorre a formação de componentes húmicos (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas) e não húmicos (proteínas, aminoácidos,

polissacarídeos, ácidos orgânicos de baixa massa molar, ceras e outros) (Spagnollo, 2004). As frações das substâncias húmicas são os principais componentes da matéria orgânica (70 a 80% dos teores totais) e representam a principal reserva de carbono orgânico do solo (Lima, 2014).

As substâncias húmicas são consideradas o maior reservatório de carbono orgânico do solo, exercendo um papel importante na fertilidade e na estabilidade de agregados. Essas substâncias húmicas são divididas em frações de acordo com sua solubilidade em soluções de diferente pH. Os ácidos fúlvicos são solúveis em meio alcalino e em meio ácido; os ácidos húmicos são solúveis apenas em meio básico; e a fração humina é insolúvel tanto em meio alcalino quanto ácido e está ligada à fração mineral do solo (Silva & Mendonça, 2007).

Além disso, o dióxido de carbono (CO_2) é constantemente trocado entre o solo e a atmosfera, principalmente através do processo da fotossíntese e da incorporação da matéria orgânica derivada por plantas e da decomposição dessa matéria orgânica pelos organismos do solo. Um equilíbrio entre a entrada e saída de carbono no sistema resulta na quantidade de carbono armazenada nos solos (Paustian et al., 2016). Nesse contexto, o aumento do armazenamento de carbono nos solos poderia ajudar a compensar o aumento das emissões de CO_2 antropogênicas (Rustad et al., 2008).

2.3 SITUAÇÃO AMBIENTAL NA EUROPA

As emissões antropogênicas de gases de efeito estufa, que afetam tanto o meio ambiente em que vivemos como a humanidade, é um dos fatores à mudança climática. Essas emissões estão relacionadas ao tamanho da população, atividade econômica, estilo de vida, uso de energia, uso do solo, tecnologia e desenvolvimento de políticas ambientais (IPCC, 2014), sendo o último fator uma estratégia importante para promover a mudança do cenário atual e mitigar as mudanças climáticas.

A visão ambiental encontrada no programa de ação da União Europeia (UE) para 2050 (Comissão Europeia, 2014) inclui um cenário de controle da

atividade humana para que esta se desenvolva dentro dos limites permitidos pelo planeta. Assim,

“Em 2050 viveremos dentro dos limites ecológicos do planeta. Nossa prosperidade e meio ambiente serão provenientes de uma economia inovadora e circular onde nada é desperdiçado e os recursos naturais são manejados de forma sustentável, a biodiversidade protegida, valorizada e restaurada em formas que melhoram a resiliência de nossa sociedade. As reduzidas emissões de carbono se devem a uma desvinculação ao uso dos recursos não renováveis, estabelecendo um progresso para uma sociedade segura e sustentável”

Para tornar esta visão uma realidade, é necessário desenvolver uma série de estratégias e políticas que permitam direcionar os setores tecnológico, econômico, social e institucional para a sustentabilidade ambiental.

Segundo a Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2014) os objetivos estabelecidos pela União Europeia para aumentar o grau de sustentabilidade são a preocupação com a mudança climática, a qualidade do ar, o gerenciamento de resíduos, o estado da biodiversidade, o gerenciamento da água e da sua qualidade, que serão medidos através de uma série de indicadores que garantam a eficiência e o envolvimento da economia e da sociedade.

2.3.1 Economia para as baixas emissões de carbono

O regime de comércio de emissões da UE (EU ETS) é uma das principais ferramentas para reduzir as emissões industriais de forma rentável e colocar a economia da UE no caminho para uma economia de baixo carbono. Contudo, os valores previstos no projeto do regime de comércio de direitos de emissão para o período 2013-2020 tiveram uma queda nos preços devido à situação econômica dos últimos anos (Minetur, 2013).

Em resposta para alterar essa tendência, a Comissão Europeia aprovou, em 15 de julho de 2015, uma proposta de revisão do sistema de comércio de emissões pós 2020, propondo medidas para fortalecer este mercado. Uma das propostas é a redução do teto máximo de emissões a partir

de 2020, cerca de 2,2%, em comparação com os 1,74% atuais, como também, promover mecanismos de apoio à indústria e a outros setores em termos de médio a longo prazo (Comissão Europeia, 2015). Essas medidas para a transição a uma economia de baixo carbono contribuem para a luta contra as mudanças climáticas, como também propicia para crescimento econômico através de empregos, mercado de novas tecnologias e produtos verdes, gerando assim uma melhor eficiência energética com custos reduzidos dessas novas tecnologias.

Como o aumento de carbono atmosférico é uma questão global importante para o século XXI, e o estoque de carbono no solo é considerado uma opção para mitigar o aumento do nível de carbono na atmosfera (Lal, 2009), o biochar tem surgido como uma opção viável para sequestrar carbono no solo (Lehmann et al., 2006). Essa aposta em biochar iniciou após ter sido descoberta a Terra Preta de Índio, em que o solo possui alta fertilidade enriquecido com biomassa queimada.

2.4 BIOCHAR

2.4.1 O biochar no solo

O uso do biochar tem como origem as tribos indígenas na Amazônia, onde se encontrou material residual da queima de biomassa que se depositou ao solo (Lehmann et al., 2006). Este solo antropogênico foi denominado "Terra Preta de Índio" (TPI). Os solos TPI possuem um horizonte antropogênico, sendo esse horizonte enriquecido com matéria orgânica, possuindo profundidade variável e contendo pedaços de cerâmica (Figura 5), como outras evidências de atividade humana.

Estima-se que a área total coberta pelos locais "Terra Preta" excede 50.000 ha na Amazônia Central entre os rios Tapajós e Curuá-Una. A TPI é encontrada tanto em áreas próximas a rios, como em altas elevações. A fertilidade criada nos horizontes da TPI é expressada por altos níveis de matéria orgânica do solo, de capacidade de retenção de nutrientes, como nitrogênio, fósforo, cálcio e potássio, valores elevados de pH e maior

capacidade de retenção da água do que em solos próximos. De acordo com os agricultores locais, a produtividade da TPI é muito maior do que nos outros solos da região (Glaser et al., 2001).

Antigamente os povos utilizavam a carbonização para transformar a madeira em carvão vegetal para utilizar como fonte de energia nas habitações (Juvillar, 1980). Atualmente o biochar é obtido através da pirólise, que é uma tecnologia para produzir energia através de biomassa. O conceito básico da pirólise é a degradação térmica da biomassa em ausência total ou quase total de agente oxidante, aquecido em temperaturas moderadas entre 400 a 500 °C. A pirólise lenta ou convencional também é conhecida como carbonização, que consiste na decomposição térmica da biomassa sob ação do calor, na presença de quantidades controladas de ar (Santos et al., 2012). Basicamente, a pirólise lenta concentra o carbono e elimina o oxigênio.

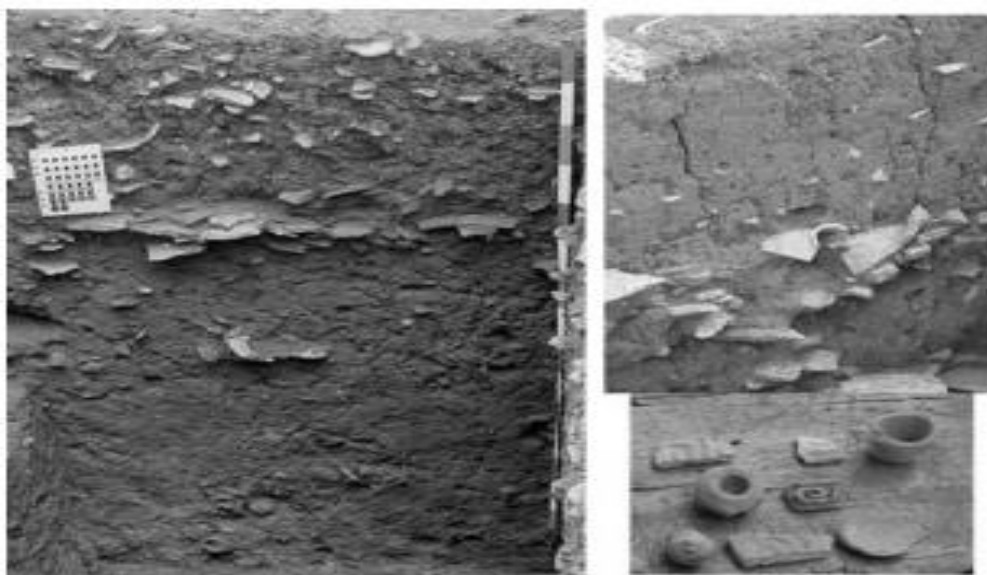


Figura 5: Fotografia de perfis de TPI e artefatos encontrados. Extraído de Novotny et al. (2009).

Como mencionado, a TPI é caracterizada por elevada concentração de nutrientes e apresentar pH e matéria orgânica mais elevados em contraste com outros solos da Amazônia. Estes aspectos são importantes na medida em que conferem fertilidade e resiliência aos solos (Novotny et al, 2009). Na tabela 3 apresentam-se alguns atributos químicos de solos não antropogênicos e TPI, através de um estudo realizado na região Amazônica.

Tabela 3- Atributos químicos de solos da região Amazônica (Novotny et al., 2009)

Solos	pH	Ca+Mg ^a	CTC	P ^b	Saturação de bases ^c /(%)
		(cmol _c kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)	
Controle	4,4	1,3	9,5	5	21
TPI	5,4	6,8	17,3	300	55

^a trocável, ^b mehlich, ^c saturação de bases=(Ca+Mg+K)/CTC.

O biochar é geralmente identificado por ter muitos compostos aromáticos e deficiência de hidrogênio em sua estrutura e ser relativamente inerte no solo (Novotny et al., 2009). Também, é muito hidrofóbico e geralmente tem elevada superfície específica devido a sua elevada porosidade, resultando em maior capacidade de sorção e aumento da biomassa microbiana (Manyá, 2012). No entanto, as propriedades de cada biochar variam com o material utilizado na obtenção do biochar, da temperatura e do tempo de aquecimento (Elizalde-Gonzales et al., 2007).

A porosidade do biochar pode ser dividida em micro, meso e macroporos (Figuras 6 e 7), com diâmetros < 2nm, 2-50 nm e > 50 nm, respectivamente (Rouquerol et al., 1999). Os microporos possuem função relacionada à adsorção de gases, já os mesoporos estão associados à adsorção de líquidos e compostos sólidos. Os macroporos auxiliam no transporte de moléculas concentradas (Wildman et al., 1991), para o movimento de raízes através do solo e para uma grande variedade de microrganismos do solo que o adotam como habitat.

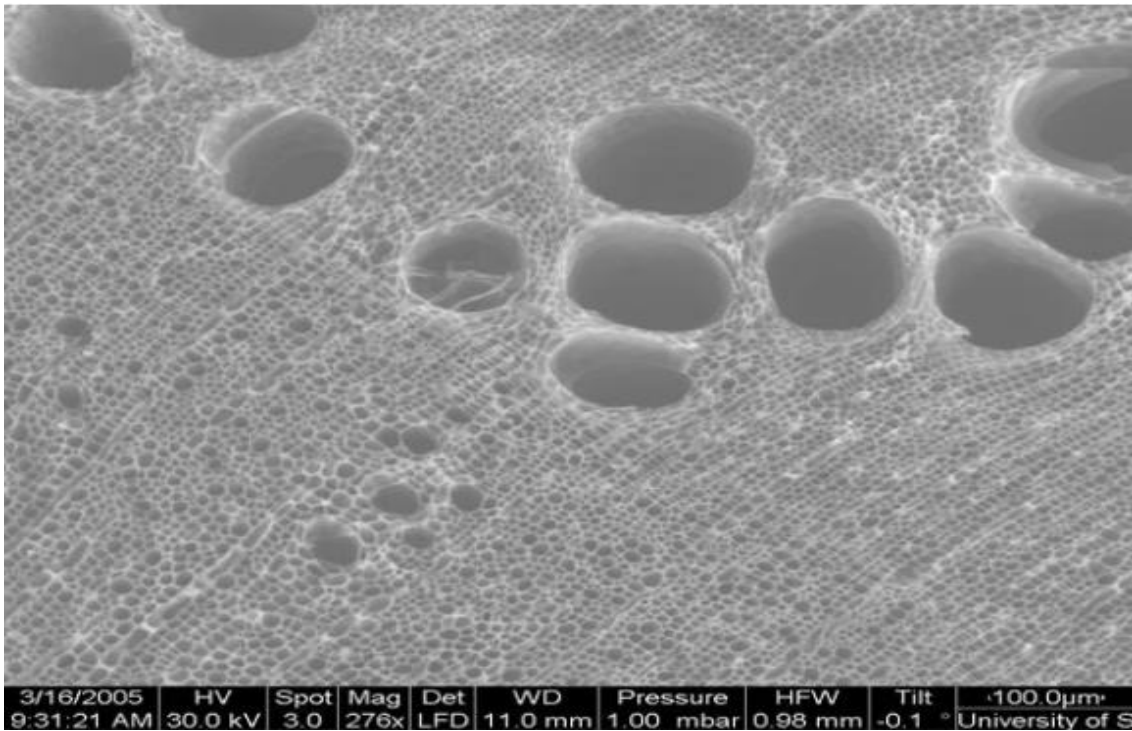


Figura 6: Fotomicrografia eletrônica da estrutura de um carvão vegetal (Leij et al., 2006).

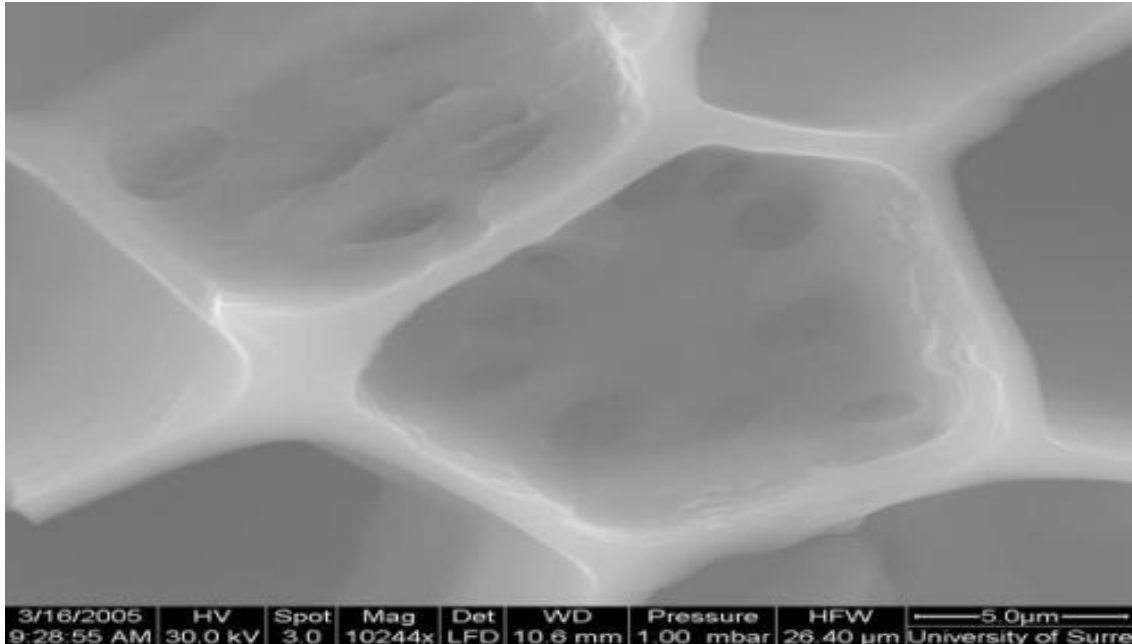


Figura 7: Fotomicrografia eletrônica do poro de um carvão vegetal (Leij et al., 2006).

A densidade do biochar também é uma característica física importante. A densidade de massa é uma característica usada para definir a qualidade do carvão ativado e está relacionada com a resistência mecânica de biochar que

se refere à sua capacidade de resistir ao desgaste durante o uso (Aygün et al., 2003).

Os solos possuem diferentes características físicas, químicas e biológicas, que dependem da matéria mineral de origem, da quantidade de matéria orgânica e de como a fração mineral e orgânica estão associadas (Brady & Weil, 2008). No entanto, quando o solo entra em contato com um material de diferentes características, como o biochar, o solo pode mudar seu comportamento e características. Devido à sua grande área superficial, o biochar pode contribuir em mudanças significativas na parte física do solo, como alterando sua estrutura, consistência e porosidade (Downie et al., 2009).

Essas mudanças físicas nas propriedades do solo na presença do biochar podem resultar em um aumento de crescimento das plantas por aumentar a disponibilidade de água. Devido ao aumento da porosidade e conseqüentemente a área de contato, o biochar pode aumentar a capacidade de retenção de água, principalmente em solos arenosos (Cohen-Ofri et al., 2006). Contudo, a estrutura aromática que o biochar contém, possui características hidrofóbicas e com isso, pode-se reduzir a penetração da água nos poros dos agregados do solo, aumentando a estabilidade dos agregados (Glaser et al., 2001). Todas essas mudanças nas propriedades físicas do solo, podem gerar mudanças nas propriedades químicas e biológicas do solo através da disponibilidade de grupos de reativos químicos e proteção dos microrganismos no solo (Brady & Weil, 2008).

Melhorar a performance do solo é uma necessidade em muitas regiões do mundo. Tanto em países desenvolvidos ou subdesenvolvidos, a erosão e a degradação do solo está ocorrendo de forma incomum (IAASTD, 2008). O biochar é considerado melhor condicionador e melhor forma de melhorar os solos que outras formas de matéria orgânica. Quando é utilizado no solo, o biochar melhora o crescimento da planta e reduz a disponibilidade biológica de metais pesados e de poluentes orgânicos, sendo uma ferramenta de biorremediação. O biochar possui uma decomposição lenta e, devido a isso, os solos tratados com biochar mantêm essas propriedades por muitos anos. Além disso, o biochar é efetivo para o sequestro de carbono podendo também reduzir as emissões de poluentes enquanto melhora a qualidade do solo (Lehmann, 2007).

Algumas características importantes do solo, como a disponibilidade de ar e água, o ciclo de nutrientes e a atividade microbiana são influenciados pela superfície específica do solo (Kolb et al., 2009). O biochar possui uma área específica de aproximadamente 200 a 400 m² g⁻¹, a qual é comparável com a fração argila. A capacidade de troca catiônica é associada com a superfície específica do solo, mas é fortemente dependente de reações químicas que ocorrem ao longo de anos em conjunto com a degradação microbiana (Cohen-Ofri et al., 2006). Isso pode explicar o aumento em CTC que o biochar proporciona nos solos com o passar dos anos (Petter & Madari, 2012).

Segundo Madari et al. (2006), o biochar possui uma estrutura com alta porosidade e elevada área superficial específica que atribui condições favoráveis para absorção de compostos orgânicos solúveis e, conseqüentemente, contribui para a disponibilidade de nutrientes. Com o decorrer da oxidação parcial das bordas das estruturas aromáticas que constituem o biochar, novos sítios eletroquímicos surgem e auxiliam na retenção e na disponibilidade de nutrientes para as plantas (Petter & Madari, 2012). Entretanto, ainda não está claro em que condições e em que período de tempo o biochar desenvolve suas propriedades adsorventes, mas sabe-se que quando fresco a retenção de cátions é relativamente baixa se comparado com o biochar com algum tempo no solo (Lehmann, 2007). Jones et al. (2012), descreveram que o biochar inicialmente possui pouco potencial biológico, mas após ser adicionado ao solo adquire potencial biológico com o tempo.

Além disso, quando adicionado ao solo, o biochar pode oferecer abrigo a microrganismos devido a sua estrutura porosa (Pietikäinen et al., 2000). Essa estrutura, além de disponibilizar nutrientes também é um habitat sustentável para colonização, crescimento e reprodução de bactérias, actinomicetos e fungos micorrízicos arbusculares (Thies & Rillig, 2009).

Devido às características benéficas da TPI para o cultivo, o biochar tem-se tentado usar como condicionador do solo para, conseqüentemente, reproduzir os benefícios da TPI. O biochar, através da sua carbonização, não só previne que grandes quantidades de gás carbônico sejam liberadas na atmosfera como também aumenta a quantidade de matéria orgânica no solo (Glaser et al., 2001).

2.5 RESÍDUOS ORGÂNICOS

2.5.1 Gestão e valorização de resíduos orgânicos

A Comissão Europeia, em 2 de julho de 2014, aprovou uma proposta legislativa para a gestão de resíduos, com o objetivo de conseguir que a Europa avance para uma economia circular, promovendo reciclagem, assegurando o acesso a matérias-primas, criando empregos e potenciando o crescimento econômico (Comissão Europeia, 2014), relacionado aos objetivos do cenário previsto para o ano de 2050.

O abandono ou gestão inadequada de resíduos produzem impactos significativos no meio ambiente, podendo provocar contaminação da água, do solo, do ar e contribuir para a mudança climática afetando os ecossistemas e a saúde humana. No entanto, quando os resíduos são manejados de forma adequada, estes se convertem em recursos que contribuem para poupar matérias-primas, conservar os recursos naturais e o clima e promover o desenvolvimento sustentável (Magrama, 2014).

A agricultura e a agroindústria geram resíduos que muitas vezes não recebem o destino e/ou tratamento corretos. Os resíduos gerados nestas atividades podem ser potencialmente impactantes ao meio ambiente, se não forem bem tratados, pois são gerados em grandes quantidades. Em alguns casos possuem lenta degradação e em outros podem ser tóxicos (IPEA, 2012).

O reaproveitamento destes resíduos, além de evitar sua acumulação, contribui para o controle da poluição e proporciona melhores condições de saúde pública, como também reduz a dependência de fertilizantes químicos, viabilizando a sustentabilidade do crescimento da produção agrícola. Esses resíduos podem ser utilizados como adubos, possuindo elementos valiosos como nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes (Malheiros & Paula Júnior, 1997). Além deste benefício, adiciona-se matéria orgânica ao solo contribuindo para melhorar a estrutura física e a capacidade de absorção de água e de disponibilidade de nutrientes para as plantas.

Por outro lado, a gestão incorreta da quantidade de materiais orgânicos gerados nos meios agropecuárias e/ou provenientes da agroindústria, podem

ser fontes de contaminação e de poluição ambiental, como nos solos, nas águas ou no ar. Desse modo, o Despacho nº 1230/2018, aprova o Código de Boas Práticas Agrícolas que inclui uma legislação para que se permita a preservação da qualidade ambiental.

Segundo o Código de Boas Práticas Agrícolas, para a utilização de resíduos orgânicos, deve-se além da análise de nutrientes, analisar outros elementos ou substâncias prejudiciais, como metais pesados, que podem acumular-se no solo e tornarem-se tóxicos para as plantas, animais e para o próprio homem. Apenas com o conhecimento da composição dos resíduos, será possível sua utilização com segurança e estabelecer a forma correta para seu uso na fertilização do solo.

2.5.2 Importância dos resíduos orgânicos

Em resposta à elevada demanda por alimento gerada pelo crescimento populacional e econômico, os sistemas agropecuários e agroindustriais aumentaram sua produção para suprir o consumo da população. Com esse aumento de produção mundial constitui-se um problema de ordem social, econômica e ambiental devido ao aumento da produção de alimentos que gerou uma alta quantidade de subprodutos da atividade agropecuária e agroindustrial, na forma de resíduos sólidos e líquidos (Valente et al., 2009).

De acordo com Fiori et al. (2008), os resíduos provocam vários impactos ambientais pois a geração dos resíduos é maior do que sua degradação. No ano de 2008, a União Europeia gerou mais de 82 milhões de toneladas de resíduos orgânicos e espera que sejam gerados aproximadamente 88 milhões em 2020 (European Commission, 2010).

Contudo, leis ambientais vêm buscando conscientização sobre os efeitos nocivos no meio ambiente causados por despejo contínuo de resíduos. Dessa forma, os sistemas vêm sendo incentivados para gerar menos resíduos ou obter maiores rendimentos em seus processos produtivos (Valente et al., 2009).

A compostagem é uma alternativa para que esses resíduos possam ser utilizados como fertilizantes. Esse processo é influenciado por diversos fatores,

como a temperatura, aeração, umidade, relação carbono e nitrogênio (C/N), microrganismos e pH. Esses fatores implicam no tempo de estabilização e maturação do material e na sua qualidade (Melo, 2014). Em seguida, ocorre a terceira fase, a humificação ou maturação, que é acompanhada da mineralização dos componentes da matéria orgânica, como nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, passando da forma orgânica para a inorgânica e se tornando disponíveis para as plantas (Kiehl, 2004).

2.5.3 Resíduos de lagares de azeite

A demanda de azeite está aumentando rapidamente em todo o mundo e, desta forma, a poluição ambiental devido aos resíduos da oliveira está se tornando um problema na região do mediterrâneo. Os países produtores de azeite têm um sério desafio para encontrar uma solução que seja ambientalmente e economicamente viável para o correto manejo dos resíduos da produção de azeite (Azbar et al., 2004).

Os resíduos da produção de azeite são compostos por resíduos sólidos que consistem na polpa e no caroço das azeitonas que são descartados após a prensagem dos frutos, como também consiste em resíduos de líquidos gerados na fase de decantação. Existem três métodos de extração: tradicional; contínuo de duas fases; e contínuo de três fases. Em Portugal, segundo o Instituto Nacional de Estatística, o método mais utilizado é o contínuo de duas fases (40%), seguido do método de prensagem tradicional (38%) e o contínuo de três fases (22%). Esses processos diferem principalmente na exigência de água. O método de prensagem é o processo mais tradicional de extração de azeite, requerendo menos água, mas produzindo águas ruças muito poluentes. No sistema de três fases, é adicionado mais água que no sistema tradicional, no entanto a água ruça é menos poluente que a resultante do método de prensagem, e o produto final produzido resulta em três fases (azeite, água-ruça, e resíduos sólidos em forma de pasta). No sistema de duas fases, resulta em azeite e pasta composta por sólido e água, sendo adicionado menos água que no sistema de três fases. Esse sistema é intitulado mais ecológico por muitas pessoas por exigir menos água e energia gerando menos resíduos em

quantidade. No entanto, problemas como o depósito dos resíduos da mistura sólida e líquida permanecem (Zahran, 2015).

Na figura 8 é apresentado um esquema de três métodos de extração de azeite.

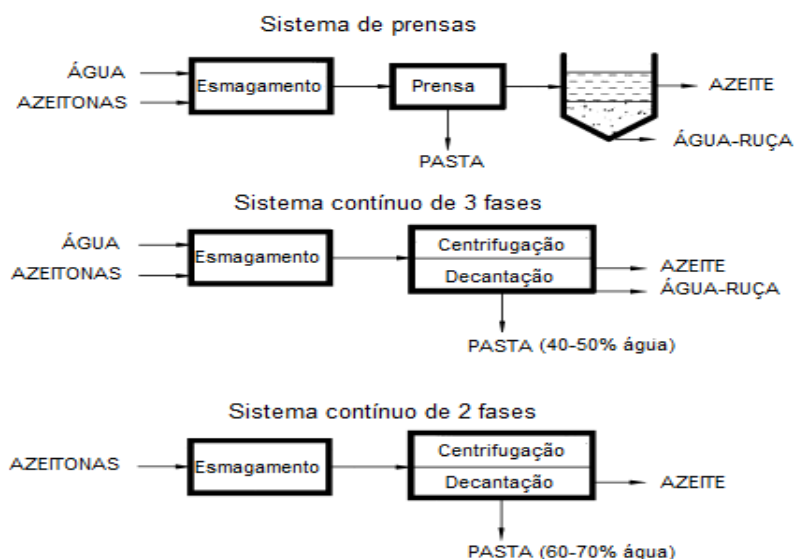


Figura 8: Processos de extração de azeite (adaptado de Azbar et al., 2004)

Um destino possível para os resíduos dos lagares de azeite é o uso como condicionador do solo devido ao seu alto valor fertilizante, em ordem de seu elevado teor de nutrientes (Giorgi et al., 2008). Além disso, esses resíduos possuem um efeito benéfico na agregação, estrutura e estabilidade do solo devido a sua composição orgânica (Niaounakis & Halvadakis, 2006).

No entanto, o uso desses resíduos pode apresentar alguns problemas devido à alta carga orgânica, alto teor de sais minerais, baixo pH e presença de compostos fitotóxicos (Canet et al., 2008). Desse modo, a aplicação desse resíduo ainda necessita mais estudos para avaliar melhor os problemas ambientais que dele podem resultar.

2.5.4 Resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos são materiais sólidos utilizados no consumo doméstico, sejam recicláveis ou não, sendo esses gerados após a produção, utilização ou transformação de bens de consumo (Russo, 2003). De

acordo com o decreto-lei nº178/2006, Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) define-se como “quaisquer resíduos produzidos pela atividade humana no seu dia-a-dia, que são deitados fora por serem inúteis e/ou indesejados pelo homem”.

No passado, os resíduos derivados de atividades humanas não representavam um sério problema ambiental, por haver uma população menor. No entanto, devido à urbanização e industrialização e ao consumismo das sociedades modernas, o aumento da produção de RSU começa a ser cada vez maior nas áreas urbanas. Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (2012), devido às enormes quantidades de resíduos orgânicos geradas diariamente, é necessário realizar uma separação adequada na fonte dos RSU, que permita recuperar os nutrientes neles contidos, de forma que permita sua incorporação no solo através da valorização orgânica. A figura 9 mostra os destinos dados aos resíduos urbanos (RU) em Portugal entre 2010 e 2012.

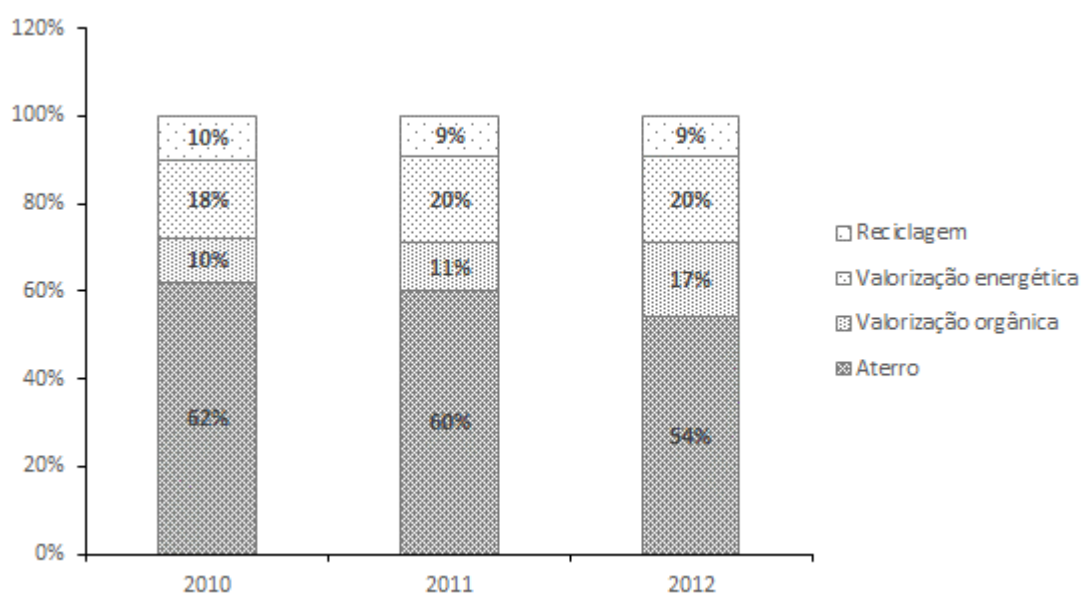


Figura 9: Distribuição relativa dos destinos (diretos) dos resíduos urbanos entre 2010 e 2012 em Portugal Continental (Agência Portuguesa do Ambiente, 2012).

No ano de 2014, em Portugal Continental, foram produzidas 4,719 mil toneladas de resíduos orgânicos, onde 1,98 mil (42%) foram encaminhadas diretamente para aterro, 19% foram utilizados em processos de incineração com recuperação de energia, 19% tratados e valorizados em unidades de tratamento mecânico biológico e 9% valorizados materialmente (Agência Portuguesa do Ambiente, 2015).

Os resíduos sólidos urbanos quando compostados corretamente originam um fertilizante orgânico reconhecido mundialmente podendo fornecer nutriente às plantas e melhorar a estrutura do solo através do aumento da matéria orgânica (Fernández, 2011).

2.5.5 Resíduos da produção de cogumelos

A produção global de cogumelos segundo as estatísticas da FAO foi de aproximadamente 3,5 milhões de toneladas no ano de 2011, sendo 60% da produção de responsabilidade de China, Estados Unidos e Holanda (Wakchaure, 2011). Na figura 10 apresenta-se a distribuição da produção mundial de cogumelos pelos principais países produtores.

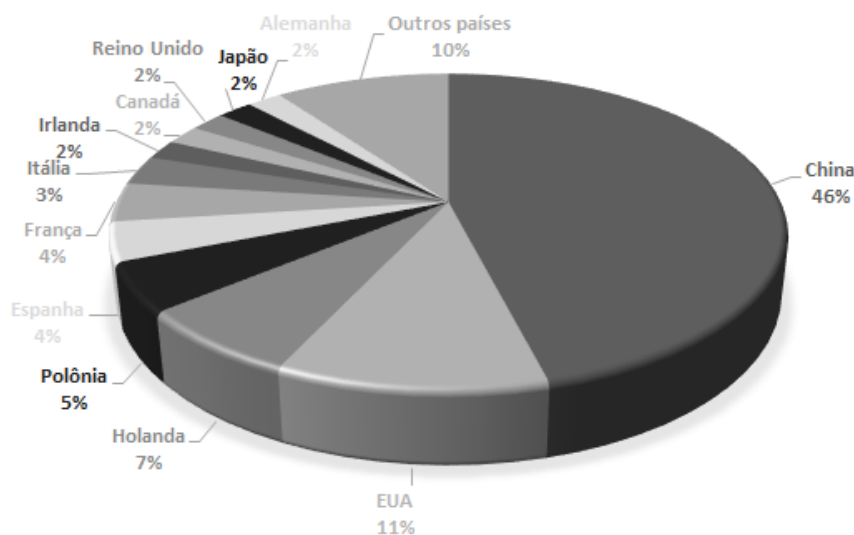


Figura 10: Produção mundial de cogumelos. Adaptado de Wakchaure (2011).

Um dos problemas ambientais que esses países produtores de cogumelos possuem é o tratamento e eliminação dos resíduos restantes da produção de cogumelos (Medina et al., 2009). Por cada quilograma de cogumelo produzido, são gerados cerca de 5 quilos de resíduos de cogumelos (Williams et al., 2001), produzindo, assim, uma elevada quantidade destes resíduos.

Recentemente, os resíduos de cogumelos foram alvo de inúmeros estudos sobre a sua aplicação ao solo, com ou sem uma prévia compostagem, devido ao seu elevado teor de matéria orgânica e baixo conteúdo de elementos tóxicos, tornando-o atrativo para ser um condicionador de orgânico do solo

(Marín-Benito et al., 2016). Os resíduos de cogumelos são particularmente ricos em fósforo e potássio (Curtin & Mullen, 2007).

As características físicas, químicas e biológicas desse resíduo dependem do processo pelo qual foi obtido, designadamente as técnicas de cultivo e as condições de clima. Os resíduos de cogumelo não contêm patógenos ou sementes de plantas daninhas, devido às elevadas temperaturas utilizadas quando o resíduo passa pela compostagem (Uzun, 2004). Segundo Maher et al. (1993) os níveis de metais contidos nos resíduos de cogumelos são baixos e não é um fator limitante para o seu uso na agricultura e horticultura.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL

O aparato experimental foi instalado em 15 de junho de 2016 na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, nas coordenadas geográficas 41.288259 e -7.736852, e altitude aproximada a 500 m. A região apresenta um clima mediterrânico com alguma influência Atlântica. A temperatura média do ar e a precipitação anual acumulada são, respetivamente, 13,6 °C e 1018 mm.

A experiência foi conduzida em vasos. Os vasos receberam 10 kg de terra seca crivada em malha de 6 mm, à qual se adicionaram os fertilizantes do delineamento experimental. Algumas das principais propriedades do solo no início da experiência são apresentadas na tabela 4.

Tabela 4- Algumas propriedades do solo (média \pm desvio padrão) no momento da instalação do experimento em vasos

Carbono orgânico		P e K extraíveis	
Total (g kg ⁻¹)	13,81 \pm 1,47	P (mg P ₂ O ₅ kg ⁻¹)	118,9 \pm 59,9
Walkley-Black (g kg ⁻¹)	4,59 \pm 1,34	K (mg K ₂ O kg ⁻¹)	97,3 \pm 16,2
pH		Complexo de troca	
H ₂ O	5,56 \pm 0,06	Ca ⁺⁺ (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	5,04 \pm 0,81
KCl	4,14 \pm 0,12	Mg ⁺⁺ (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	1,34 \pm 0,27
CaCl ₂	4,81 \pm 0,08	K ⁺ (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0,27 \pm 0,03
Micronutrientes		Na ⁺ (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0,19 \pm 0,07
Boro (mg kg ⁻¹)	0,83 \pm 0,07	AT (NaOH) (Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0,17 \pm 0,06
Cobre (mg kg ⁻¹)	6,45 \pm 2,36	Al troca Cmol ⁺ kg ⁻¹)	0,17 \pm 0,06
Zinco (mg kg ⁻¹)	3,72 \pm 1,86	CTCe Cmol ⁺ kg ⁻¹)	7,00 \pm 1,17
Ferro (mg kg ⁻¹)	43,3 \pm 9,57		
Manganês (mg kg ⁻¹)	23,08 \pm 6,82		

O delineamento experimental constou de oito tratamentos fertilizantes, tal como apresentado na tabela 5. A experiência foi organizada de forma completamente casualizada com quatro repetições (quatro vasos).

Tabela 5- Tratamentos utilizados no experimento

Tratamentos	
B10+NPK	BIOCHAR 10 + ADUBAÇÃO NPK
B10+C20	BIOCHAR 10 + COGUMELOS 20
B10+L20	BIOCHAR 10 + LAGARES 20
B10+RSU20	BIOCHAR 10 + RSU 20
B20	BIOCHAR 20
B10	BIOCHAR 10
NPK	ADUBAÇÃO NPK
Testemunha	TESTEMUNHA

As doses de biochar 10 equivalem a 10 t ha⁻¹ e as doses de biochar 20 equivalem a 20 t ha⁻¹. Para os resíduos com dosagem 20, essas equivalem a 20 t ha⁻¹. A adubação normal utilizada foi NPK na dose de 3,5 g nitrato de amônio (20,5 %N), 11,2 g superfosfato (18 % P₂O₅) e 2,1 g cloreto de potássio (60 % K₂O).

Na tabela 6, encontra-se as características técnicas do biochar comercial utilizado na experiência.

Tabela 6- Propriedades físicas e químicas do biochar comercial utilizado segundo a ficha técnica do fabricante

Propriedades físicas e químicas do biochar	
Aspecto	Triturado de carvão (1mm-8mm)
Densidade aparente	350-400 kg/m ³
Componente primário	Carvão vegetal
Granulometria	≤ 8mm
Carbono fixo	≥ 90%
Cinzas	≤ 5%
Humidade	≤ 30%
Ferro	99.5 mg/kg
Chumbo	0.5 mg/kg
Mercúrio	< 0.1 mg/kg
pH	8
Voláteis	≤ 5%
Nitrogênio total	< 0.5%
Carbono orgânico total	≥ 90%
Cádmio	< 0.05 mg/kg

Foi realizada a caracterização dos resíduos orgânicos utilizados nesta experiência (Tabela 7). Os resíduos utilizados foram resíduos sólidos urbanos, resíduos de cogumelos e resíduos de lagares.

Tabela 7- Caracterização dos resíduos orgânicos utilizados na experiência em vasos.

	Resíduos sólidos urbanos	Resíduos de cogumelos	Resíduos de lagares
¹ Humidade (%)	17,0	50,6	35,3
² Carbono (g kg ⁻¹)	190,0	308,3	143,4
³ Azoto (g kg ⁻¹)	16,3	23,8	12,2
⁴ Fósforo (g kg ⁻¹)	6,6	9,4	5,3
⁴ Potássio (g kg ⁻¹)	15,8	23,1	8,3
⁵ Cálcio (g kg ⁻¹)	63,4	69,1	48,2
⁵ Magnésio (g kg ⁻¹)	8,3	6,3	7,0
⁶ Boro (mg kg ⁻¹)	54,7	33,5	19,6
⁷ Cobre (mg kg ⁻¹)	260,7	63,9	45,3
⁷ Ferro (mg kg ⁻¹)	10434,8	2656,4	12557,1
⁷ Zinco (mg kg ⁻¹)	484,1	335,4	148,3
⁷ Manganês (mg kg ⁻¹)	554,0	441,8	419,0
⁸ Níquel (mg kg ⁻¹)	875,3	182,6	337,2
⁸ Cádmio (mg kg ⁻¹)	7,5	7,4	7,3
⁸ Chumbo (mg kg ⁻¹)	170,8	42,6	50,4
⁸ Crómio (mg kg ⁻¹)	84,9	12,4	21,6
⁹ Condutividade (mS cm ⁻¹)	7,0	7,9	1,5
¹⁰ pH (H ₂ O)	8,5	7,2	7,8
Relação C/N	12	13	12

¹Gravimétrico, 105 °C; ²Incineração; ³Kjeldahl; ⁴Lactato de amónio; ⁵Acetato de amónio; ⁶Azomethina-H; ⁷Acetato de amónio+ácido acético+ácido etilenodiaminotetracético; ⁸aqua regia; ⁹Condutimetria; ¹⁰Potenciometria.

No ensaio foram usadas plantas jovens de oliveira previamente enraizadas da cultivar 'Cobrançosa', com altura média inicial de 30 cm, área foliar média de 363,1 cm² e biomassa média de 28,8 g de massa fresca (19,8 g na parte aérea e 8,9 g na raiz).

Durante o período experimental os vasos foram mantidos livres de infestantes por processo manual e regados de forma a assegurar o crescimento regular das plantas. Sempre que surgiram frutos estes foram removidos em fase precoce, uma vez que a frutificação das árvores jovens é muito irregular, para reduzir a dificuldade em comparar as performances das plantas.

Em Novembro de 2017 o ensaio foi concluído. De cada vaso foi recolhida uma amostra de solo representativa, após todo o solo do vaso ter sido devidamente misturado. As plantas foram retiradas do solo e separadas

em raiz, caules e folhas. As raízes foram separadas com água sob ligeira pressão. As amostras de solo foram enviadas para laboratório e secas em estufa de ventilação forçada regulada a 40 °C e crivadas em malha de 2 mm. As amostras de tecidos vegetais foram secas em estufa a 65 °C, pesadas em balança de precisão para quantitação de matéria seca e posteriormente foram moídas. As exportações de nutrientes foram estimadas a partir dos vasos produtivos de cada experimento, multiplicando-se o rendimento de matéria seca e a concentração de nutrientes dos tecidos. Os resultados foram expressos por gramas de biomassa seca.

Amostras de solos e amostras de tecidos foram submetidas aos procedimentos analíticos no laboratório de solos do Instituto Politécnico de Bragança que se descrevem a seguir.

3.2 ANÁLISES LABORATORIAIS

3.2.1 Análises dos tecidos vegetais

A seguir descrevem-se procedimentos analíticos realizados para a determinação dos elementos nos tecidos vegetais.

Quantificação de nitrogênio

Pesou-se 1,0 g das amostras de tecido vegetal que foram transferidas para tubos de digestão. Então adicionou-se 1 pastilha de um catalisador (selênio) e 15,0 ml de ácido sulfúrico concentrado (95-97%). Em seguida as amostras foram aquecidas a 400 °C durante 70 minutos. Após o arrefecimento realizou-se a destilação das amostras utilizando hidróxido de sódio (NaOH) e ácido bórico (H_3BO_3) como indicador. Em seguida foi realizada a titulação com ácido clorídrico (HCl) até a mudança de cor da solução (Bremner, 1996).

Quantificação de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, zinco e manganês

Pesou-se 0,25 g das amostras que foram transferidos para tubos de digestão aos quais se adicionaram 10 ml de ácido nítrico. Os tubos foram

fechados e então levados para digestão em micro-ondas MARSXpress. Após a digestão, o líquido foi transferido para um tubo e completado com água deionizada até 50 ml. Nesta etapa foram quantificados os teores de potássio, cálcio, magnésio, cobre, ferro, zinco e manganês em espectrofotômetro de absorção atômica. Para a determinação do fósforo, após a diluição adicionou-se 4,0 ml da solução molibdato de amônio azul com ácido ascórbico. Depois de 35 minutos foram realizadas as leituras em espectrofotômetro a uma absorbância de 882 nm (Walinga et al., 1989).

Quantificação de boro

Pesou-se 1,0 g das amostras que foram transferidas para cadinhos onde se adicionou 0,10 g de óxido de cálcio e misturou até a amostra ficar homogênea. Posteriormente, realizou-se a queima das amostras em mufla a temperatura de 500 °C durante 90 minutos. Após a queima adicionou-se 10 ml de ácido sulfúrico 0,5 M e depois de 30 minutos filtrou-se as amostras em papel de filtro. Depois de filtradas, transferiu-se 1,0 ml das amostras para tubos de 10 ml de polipropileno e então foram adicionados 2,0 ml de uma solução de azometina-H, e após 30 minutos de desenvolvimento de cor realizaram-se as leituras das amostras em espectrofotômetro com absorbância de 420 nm (Walinga et al., 1989).

3.2.2 Análises do solo

A seguir descrevem-se brevemente os procedimentos analíticos efetuados na fração terra fina para determinação das características químicas do solo.

pH em água

Preparou-se uma amostra com proporção entre solo e água de 1 para 1,25 (p/v). Agitou-se por 2 horas e foi utilizado o equipamento potenciômetro para leitura.

pH em cloreto de potássio

Preparou-se uma amostra com proporção entre solo e solução de 1M KCl de 1 para 2,5 (p/v). Agitou-se por 2 horas e utilizou-se o equipamento potenciômetro para leitura.

pH em cloreto de cálcio

Preparou-se uma amostra com proporção entre solo e solução a 0,01M de cloreto de cálcio de 1 para 5 (p/v). Agitou-se por 2 horas e utilizou-se o equipamento potenciômetro para leitura.

Matéria orgânica

A matéria orgânica foi determinada pelo método Walkley-Black.

Este método consiste numa digestão húmida da matéria orgânica da amostra de solo com a mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico durante 30 minutos. Para a determinação do carbono facilmente oxidável, o dicromato residual é titulado com sulfato de ferro e o teor de matéria orgânica estimado através da multiplicação da percentagem de carbono pelo fator 1,72, associando a suposição de que a matéria orgânica da amostra do solo contém cerca de 58% de carbono (Van Reeuwijk, 2002).

A matéria orgânica foi também determinada pelo método de incineração

A técnica envolve a incineração de uma amostra de solo seco em uma mufla a 450 graus Celsius, que aquece o solo até que toda a matéria orgânica seja queimada. A perda de massa da amostra está diretamente relacionada à quantidade de matéria orgânica no solo (Van Reeuwijk, 2002).

Capacidade de troca

Foi percolada uma amostra de solo com uma solução de acetato de amónio tamponizada a pH 7 após 30 minutos de contato e agitação. Os cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+} foram determinados no extrato filtrado, por espectrofotometria de absorção atômica (Van Reeuwijk, 2002) num equipamento PYE Unicam PU 9100X.

Fósforo e potássio

O fósforo e o potássio foram determinados pelo método de Egner-Riehm. Uma amostra de solo foi adicionada a uma solução de lactato de amônio e ácido acético tamponizada a pH 3,5 na proporção de 1:20 (p/v), e agitou-se durante duas horas (MAP, 1977). Após filtrar a suspensão, o fósforo foi determinado por espectrofotometria UV/VIS no comprimento de onda 882 nm, após o desenvolvimento de cor pelo método do ácido ascórbico. Este método de desenvolvimento de cor consiste na formação de um complexo ácido fosfo-molibdénico que é reduzido a azul-fosfo-molibdénico na presença do ácido ascórbico (Van Reeuwijk, 2002). Foi utilizado para as leituras um espectrofotómetro UV/VIS T80 PG Instrument Lda. A quantificação do potássio foi realizada por fotometria de chama (MAP, 1977) no equipamento fotómetro de chama Jenway. A concentração destes elementos foi expressa na forma de P_2O_5 e K_2O .

Micronutrientes

Os elementos foram extraídos com uma solução de acetato de amônio, ácido acético, ácido etilenodiaminotetracético e medidos por espectrometria de absorção atômica (Lakanen & Ervio, 1971).

Membranas de troca aniónica

Em datas bem definidas na estação de crescimento foram monitorizados os teores de nitratos no solo usando membranas de troca aniónica. Foram usadas tiras de 2 cm² (1 x 2 cm) de membranas de troca aniónica, inseridas no solo dos vasos com auxílio de uma espátula. As membranas foram enterradas a 5 cm de profundidade. Um fio foi atado às membranas para facilitar a sua localização e permitir a recolha posterior. Após uma semana de contato com o solo, as membranas foram extraídas, lavadas com água destilada para remover partículas de solo, sendo posteriormente os nitratos eluídos em soluções contendo 20 mL de 0,5 M de HCl.

A inserção das membranas foi iniciada em 29 de setembro de 2016, 3 de novembro de 2016, 26 de abril de 2017 e 7 de junho de 2017 e retiradas sempre uma semana mais tarde.

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram tabulados e posteriormente submetidos à análise de variância (Anova) pelo teste F. Quando ocorreram diferenças significativas entre tratamentos efetuou-se a comparação múltipla de médias utilizando o teste de Tukey com 5% de probabilidade de erro. As análises foram feitas no programa estatístico Genes versão 2016. 6.0. As tabelas e os gráficos foram elaborados no programa Excel.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 MATÉRIA SECA E RELAÇÃO ENTRE PARTES DA PLANTA

A matéria seca produzida em função dos tratamentos fertilizantes não apresentou diferenças significativas para as partes da planta nem para a matéria seca total da planta (Figura 11). A modalidade testemunha apresentou, contudo, os valores médios mais baixos. Diferentes autores têm reconhecido o peso de matéria seca das raízes como um dos mais importantes e melhores parâmetros para se estimar a sobrevivência e o crescimento inicial das mudas no campo (Gomes, 2001). No entanto, os tratamentos não diferiram significativamente entre si nessa variável.

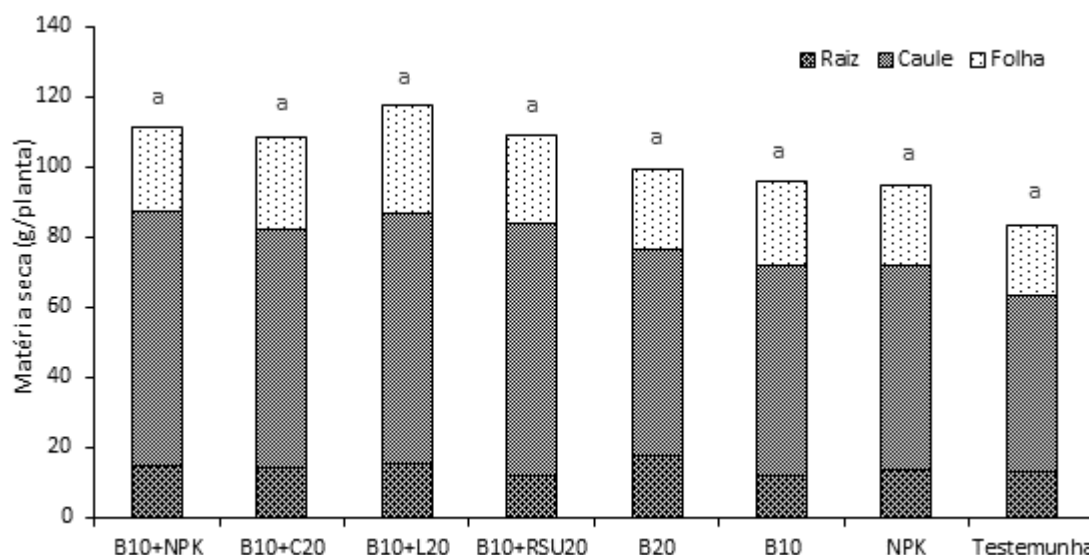


Figura 11 Matéria seca produzida pela planta em função dos tratamentos fertilizantes. Letras distintas sobre as colunas significam diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$) para a soma das partes da planta (raiz + caule + folha).

A menor produção total de matéria seca foi, contudo, obtida na testemunha com 83,25 gramas e a maior produção foi observada no tratamento B10+L20 com 117,22 gramas. Nessa variável, os compostos orgânicos apresentaram médias de acúmulo de matéria seca semelhantes ao tratamento NPK, o que poderia não ser esperado por os compostos orgânicos possuírem uma liberação mais lenta de nutrientes em relação às formulações minerais, que fornece nutrientes de forma mais rápida. A relação C/N dos compostos

orgânicos esteve compreendida entre 12-13, valor que indica a possibilidade de ocorrer uma liberação de nitrogênio e outros nutrientes de forma mais rápida. O nitrogênio é um nutriente importante cabendo recordar que é um fator ecológico essencial ao crescimento e desenvolvimento das plantas, sendo sempre muito importante nos planos de fertilização das culturas (Santos, 2015). Dessa forma, parece ter proporcionado um desenvolvimento adequado às plantas.

Um composto devidamente curado deve apresentar um pH próximo da neutralidade a alcalino e a relação C/N deve ser baixa (Kiehl, 1985). A relação C/N dos resíduos orgânicos utilizados na experiência apresentaram valores abaixo de 15, que são considerados baixos. O resíduo sólido urbano utilizado apresentou uma relação C/N de 12, o resíduo de cogumelos de 13 e o resíduo de lagares de 12. Esses valores baixos de relação C/N poderiam indicar maior potencial de suprimento de nitrogênio a partir da decomposição desses resíduos (Melo, 2008), porém, se utilizados em altas doses e o composto ser rico em nitrogênio total e mineral, pode haver riscos de contaminação do lençol freático devido a lixiviação de nitrato (Oliveira, 2000). Além de que aplicações de compostos com relação C/N muito baixa, podem causar toxicidade às plantas pelo excesso de nitrogênio mineralizado (Cardoso et al., 1995). Outro fator a se considerar, é que a aplicação de resíduos com alta relação C/N pode resultar em imobilização temporária de nitrogênio pelos microrganismos do solo (Melo, 2008). No entanto, segundo Bernal et al. (1998), matérias com relação C/N em torno de 15 adicionados ao solo não alteram o equilíbrio microbiológico do solo, não havendo assim a imobilização de nitrogênio.

A partir da matéria seca estimaram-se as relações raiz e folha e raiz e parte aérea, onde apenas para a relação raiz e parte aérea se encontrou diferença estatística (Figura 12). Para a relação raiz e parte aérea o maior valor foi encontrado no tratamento B20 com 0,22, tendo, no entanto, este diferido apenas do tratamento B10+RSU20 com um valor de 0,12. Embora a deficiência de nutrientes limite o crescimento das plantas e altere a relação raiz e parte aérea, água e deficiência de nitrogênio são habitualmente os fatores que mais perturbam a relação entre as partes da planta (Fageria, 2011).

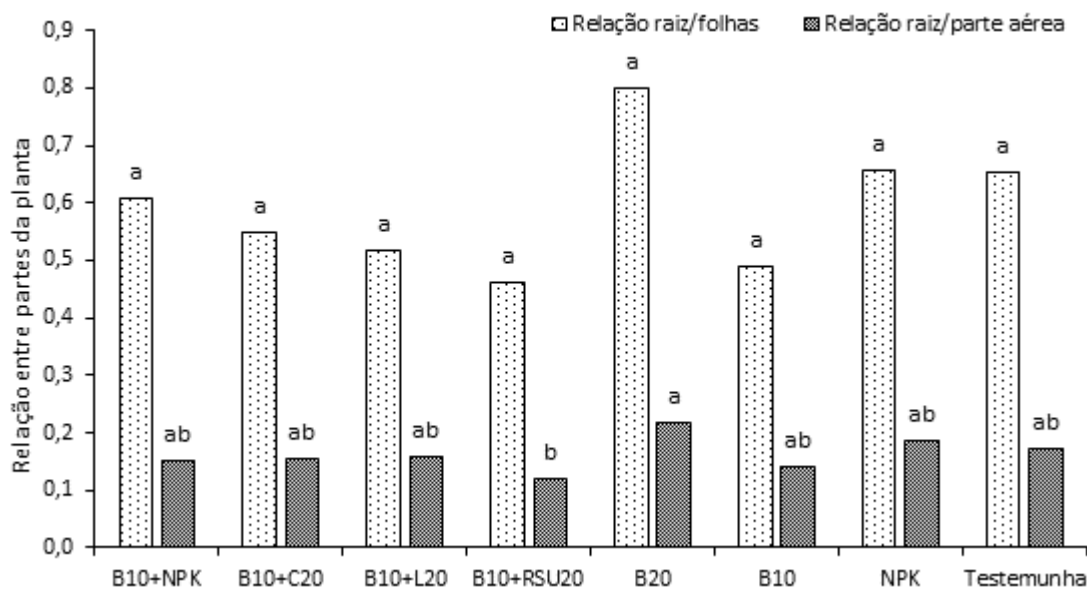


Figura 12 Relação entre diferentes tecidos da planta em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de relação, letras distintas sobre as colunas significam diferenças significativas entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

4.2 CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NOS TECIDOS

Os resultados obtidos referentes à concentração de nutrientes nos tecidos diferiram entre tratamentos. Para a concentração de nitrogênio nos tecidos (Figura 13), a folha apresentou maior concentração de nitrogênio no tratamento NPK com $10,43 \text{ g kg}^{-1}$, diferindo significativamente para os tratamentos compostos de biochar, quer B20 ($8,23 \text{ g kg}^{-1}$) quer B10 ($7,73 \text{ g kg}^{-1}$). De acordo com Fernández-Escobar (2017), as concentrações de nitrogênio na folha devem estar entre $15\text{-}20 \text{ g kg}^{-1}$ (intervalo de suficiência), valor que nenhum dos tratamentos atingiu. Mesmo no tratamento NPK, aquele que atingiu maior concentração de nitrogênio na folha ($10,43 \text{ g kg}^{-1}$), os valores não estão dentro da gama de concentrações adequadas. Sendo assim, ressalta-se a importância do nitrogênio por ser o maior componente nutritivo nas plantas e ser o mais utilizado nos planos de fertilização. Também, as folhas das oliveiras têm papel importante em armazenar nitrogênio, juntamente com as raízes e os caules, para mais tarde ser mobilizado para atender a novo crescimento (Fernández-Escobar, 2017). Para a raiz, o tratamento NPK diferiu significativamente de todos os outros, mostrando a maior concentração de

nitrogênio ($7,8 \text{ g kg}^{-1}$). Nos caules não ocorreram diferenças estatísticas entre os tratamentos.

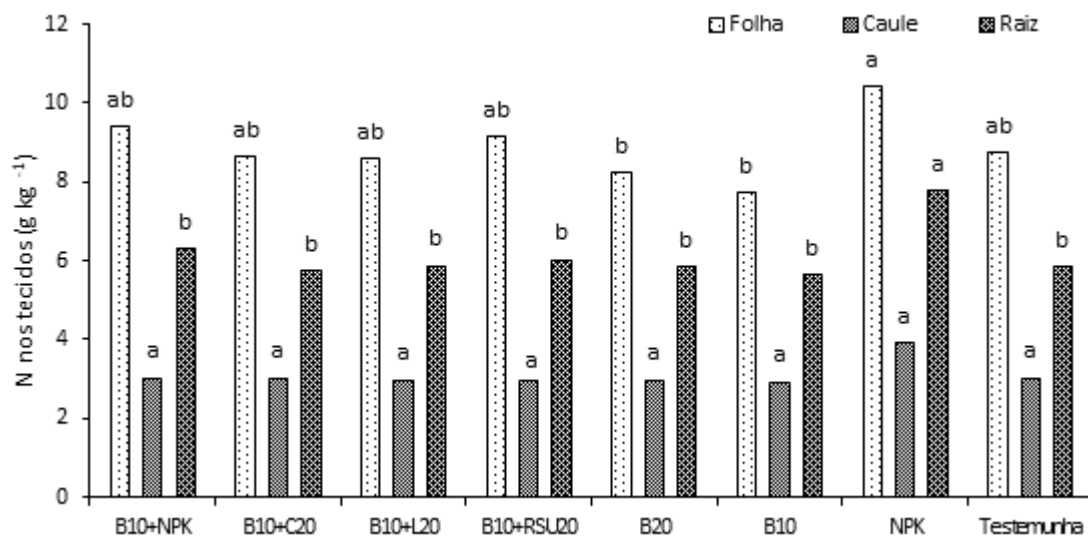


Figura 13: Concentração de nitrogênio nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

Para a concentração de fósforo nos tecidos da planta apenas a raiz apresentou diferença entre os tratamentos (Figura 14), sendo o tratamento B10+L20 o que apresentou maior concentração de fósforo na raiz ($1,15 \text{ g kg}^{-1}$), embora tenha diferido apenas do tratamento B10 ($0,8 \text{ g kg}^{-1}$). Os níveis adequados de fósforo na folha, segundo Fernández-Escobar (2017) situam-se entre 1 a 3 g kg^{-1} , sendo que apenas o tratamento B10 surgiu abaixo da zona de concentrações adequadas. O fósforo é um elemento que possui importância relativa menor pela facilidade de reutilização deste elemento e pelas suas baixas concentrações (Fernández-Escobar, 2017).

Em estudos de fertilização com fósforo tem sido difícil encontrar resposta à aplicação do nutriente nos solos de Trás-os-Montes, como mostram os trabalhos de Arrobas et al. (2018a) em hortelã-pimenta (*Mentha x piperita*), de Afonso et al. (2018) em limonete (*Aloysia citrodora*), de Rodrigues et al. (2018) em erva-cidreira (*Melissa officinalis*), de Arrobas et al. (2018b) em castanheiro (*Castanea sativa*) e de Ferreira et al. (2018) em oliveira.

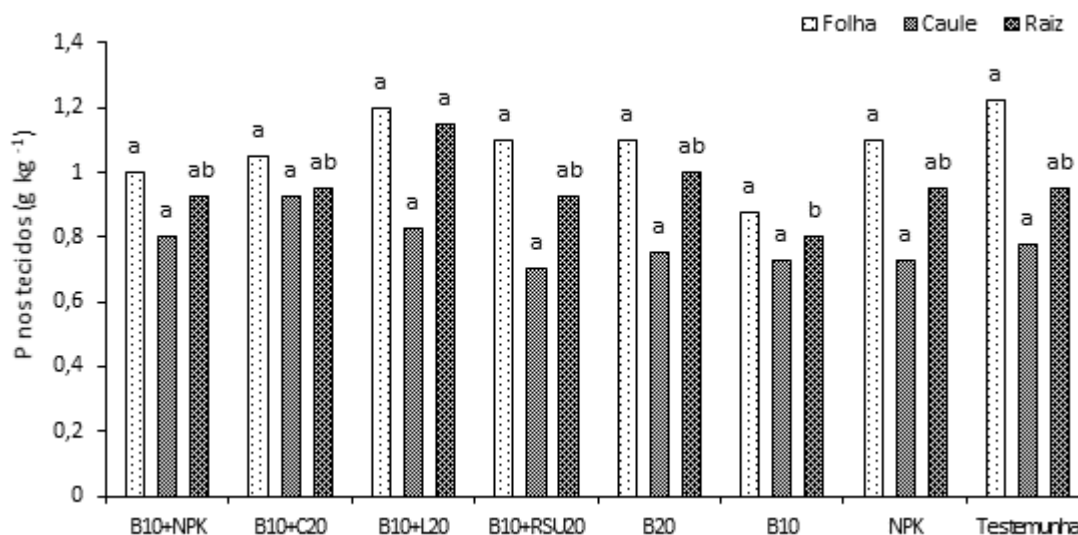


Figura 14 Concentração de fósforo nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

A concentração de cálcio apresentou comportamento similar à concentração de fósforo, onde diferenças significativas entre tratamentos ocorreram apenas para a raiz (Figura 15). A testemunha apresentou a concentração mais baixa de cálcio ($5,22 \text{ g kg}^{-1}$), diferindo apenas dos tratamentos B10+NPK ($6,76 \text{ g kg}^{-1}$), B10+C20 ($7,07 \text{ g kg}^{-1}$) e B10+L20 ($6,52 \text{ g kg}^{-1}$). Mesmo o cálcio não diferindo estatisticamente entre tratamentos, observou-se que as concentrações do elemento nas folhas estiveram sempre abaixo do limite inferior do intervalo de suficiência que é de 10 g kg^{-1} (Fernández-Escobar, 2017). A deficiência de cálcio pode originar redução do crescimento da árvore e ser apontada como um fator a limitar a possibilidade de haver diferenças significativas na produção de matéria seca. Em campo, a deficiência de cálcio pode ser resolvida com a calagem do solo (carbonato cálcico ou óxido de cálcio) para neutralizar a acidez (Santos, 2015).

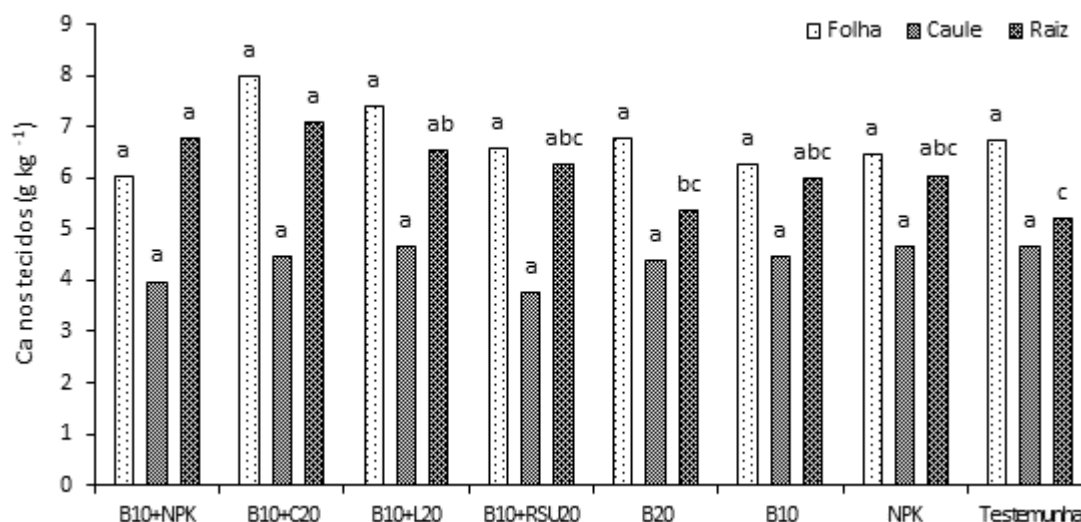


Figura 15 Concentração de cálcio nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

Nas folhas de oliveira, o boro é considerado em concentração deficiente quanto abaixo de 14 mg kg^{-1} , sendo a faixa adequada entre 19 e 150 mg kg^{-1} , e é altamente requerido pela oliveira (Fernández-Escobar, 2017). O tratamento que registou maior concentração de boro nas folhas foi B10+RSU20 com $22,61 \text{ mg kg}^{-1}$, tendo diferido significativamente apenas do tratamento NPK, possuindo este uma concentração ligeiramente abaixo da adequada ($18,09 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 16). Santos (2015) salienta que o boro desempenha uma função de primordial importância no crescimento e produção das oliveiras.

Segundo Rodrigues & Arrobas (2008), a aplicação de boro ao solo é um meio eficiente de manter a concentração de boro nas folhas das oliveiras. Dessa forma, os tratamentos que continham resíduos de cogumelos, lagares ou sólidos urbanos em sua composição, como o tratamento B10+C20, B10+L20 e B10+RSU20, terão fornecido quantidades significativas de boro às plantas, na medida em que a sua composição original continha respetivamente $33,5 \text{ mg B kg}^{-1}$, $19,6 \text{ mg B kg}^{-1}$ e $54,7 \text{ mg B kg}^{-1}$. Foram estes tratamentos que originaram teores de boro nas folhas mais elevados.

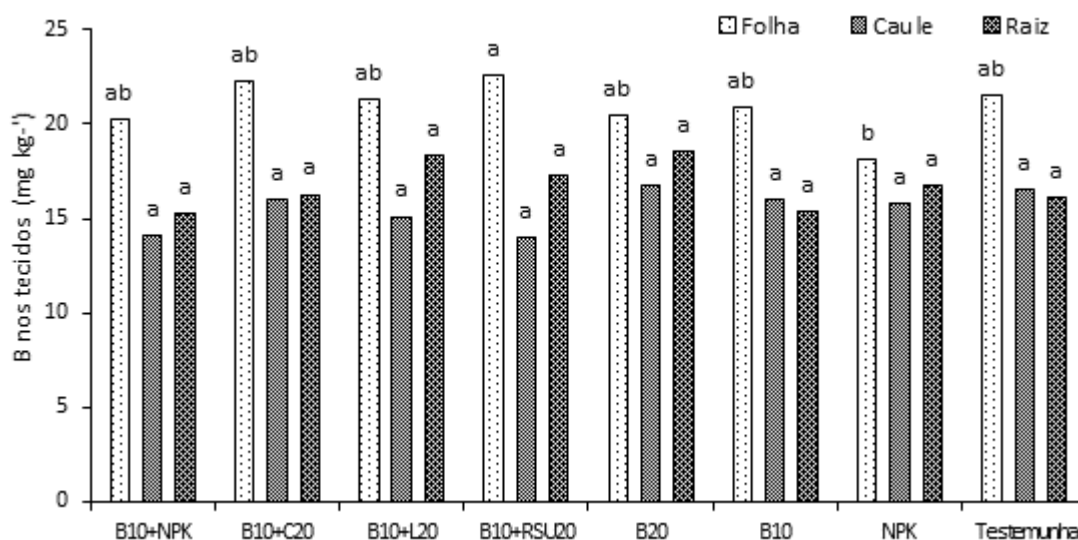


Figura 16 Concentração de boro nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

Parece que o biochar quando aplicado junto com os resíduos orgânicos propicia mais benefícios de que o biochar aplicado isoladamente. Este efeito pode ser explicado pela estimulação dos microorganismos do solo que consequentemente levam a um aumento na reciclagem de nutrientes que estão contidos na biomassa dos resíduos (Nóbrega, 2011). Além do mais, como o biochar possui elevada área superficial, este pode levar ao aumento de retenção de água (Karhu et al., 2011) e ao aumento da CTC dos solos (Nóbrega, 2011), o que pode reduzir a lixiviação dos nutrientes.

O magnésio não apresentou diferença estatística, mas de acordo com a interpretação dos níveis de nutrientes nas folhas, segundo Fernández-Escobar (2017), este apresenta-se em deficiência para todos os tratamentos. Do mesmo modo que o cálcio, para solucionar essa deficiência deve-se neutralizar a acidez, onde neste caso deve-se utilizar carbonato magnesiano (Santos, 2015).

Os demais macro e micronutrientes analisados não apresentaram diferenças significativas em qualquer dos tecidos da planta pelo que os respectivos gráficos não foram apresentados. Foi também verificado que as concentrações destes nutrientes nas folhas se encontram dentro do intervalo de suficiência estabelecidos para a cultura.

4.3 EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES

Os dados de exportação de nutrientes na matéria seca é um importante componente para a recomendação de fertilizantes pois apresenta uma medida direta das necessidades da planta, além de que, um nutriente removido pela planta é resultado do rendimento da matéria seca e a concentração deste nutriente (Arrobas et al., 2018).

A exportação de nutrientes pela planta apresenta diferenças significativas entre tratamentos para os macronutrientes fósforo e potássio. O fósforo apresentou diferença de exportação entre tratamentos e para diferentes partes da planta, como a folha e o caule (Figura 17). Na folha, a maior exportação do fósforo foi observada no tratamento B10+L20 com 0,036 g/planta, mas não diferiu estatisticamente dos tratamentos B10+C20 (0,028 g/planta), B10+RSU20 (0,028 g/planta) e NPK (0,028 g/planta). Os demais apresentaram menor exportação de fósforo.

No caule, o tratamento com maior exportação foi B10+C20 com 0,06 g/planta, diferindo dos tratamentos fertilizantes B20 (0,040 g/planta), B10 (0,043 g/planta), NPK (0,045 g/planta) e testemunha (0,037 g/planta), sendo o último tratamento o que apresentou menor exportação do nutriente fósforo. Valores de exportação de fósforo mais elevados no caule do que nas folhas foram também obtidos por Santos (2016).

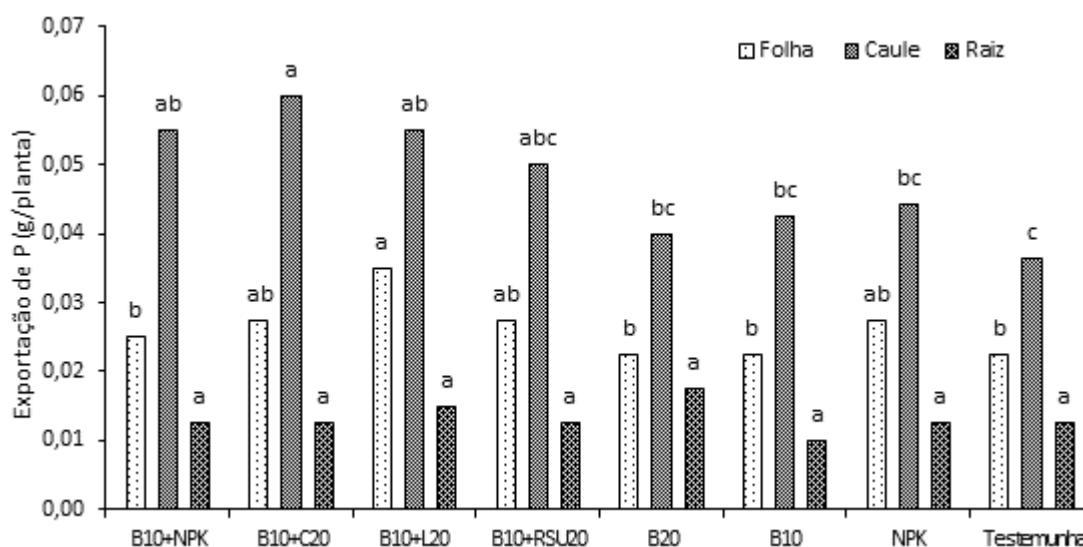


Figura 17 Exportação de fósforo nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

O potássio é o elemento que é extraído em maior quantidade pela oliveira, principalmente na colheita (Fernández-Escobar, 2017). Em relação ao potássio apenas ocorreram diferenças significativas entre tratamentos para a folha. A maior exportação do nutriente pela folha ocorreu no tratamento B10+L20 (0,37 g/planta), o qual diferiu significativamente apenas da testemunha (0,24 g/planta), que registou a menor exportação do nutriente pela folha. A parte da planta que exportou mais potássio foi o caule e a que exportou menos foi a raiz (Figura 18).

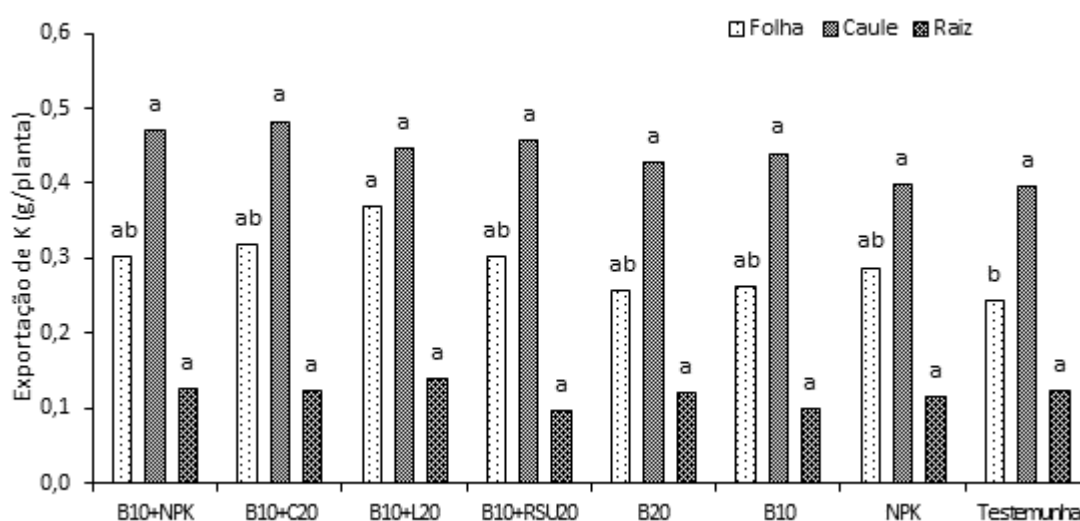


Figura 18 Exportação de potássio nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada tipo de tecido, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

Todos os macro e micronutrientes foram exportados em maior quantidade pelo caule. Como apresentado anteriormente na figura 11, o caule possui maior matéria seca em relação a folha e a raiz. Como a exportação dos nutrientes é dada pela concentração destes na matéria seca, o resultado explica-se pelo caule ter maior quantidade de matéria seca.

4.4 CONCENTRAÇÃO DE NITRATOS EM EXTRATOS DE MEMBRANAS DE TROCA ANIÔNICA

A concentração de nitratos em extratos obtidos com membranas de troca aniônica em quatro avaliações efetuadas durante o ensaio revelaram diferenças significativas entre tratamentos nas três primeiras medições em 6 de

outubro e 10 de novembro de 2016 e 3 de maio de 2017 (Tabela 8). Em 13 de junho de 2017 as diferenças não foram estatisticamente significativas. Foi também notório um decréscimo acentuado no teor de nitratos nos extratos desde a primeira avaliação para a última em resultado da absorção do nitrogênio pelas plantas e eventualmente da perda do nutriente por lixiviação e/ou desnitrificação.

Comparando os diferentes tratamentos, os valores mais elevados encontram-se associados aos tratamentos com fertilizante mineral (NPK e B10+NPK). Na segunda e terceira datas de amostragem, o tratamento NPK apresentou valores significativamente mais elevados que qualquer dos outros tratamentos. Na primeira data o tratamento NPK apresenta o valor médio mais elevado, mas ainda assim inferior às datas posteriores, provavelmente devido ao facto de na primeira data parte do nitrogênio estar ainda na forma NH_4^+ , uma vez que o fertilizante contém 50% de nitrogênio na forma amoniacal e 50% na forma nítrica. Tal como em outros trabalhos (Rodrigues et al., 2010; Arrobas et al., 2011), as membranas de troca mostraram boa sensibilidade para monitorizar o processo de mineralização e o teor de nitrogênio no solo.

Tabela 8- Concentração de nitratos em extratos de membranas de troca aniónica inseridas diretamente no solo em quatro datas de amostragem.

Tratamentos	6 Out 2016	10 Nov 2016	3 Mai 2017	13 Jun 2017
	mg NO_3^- L ⁻¹			
B10+NPK	70,0 ab	42,3 b	25,8 b	4,9 a
B10+C20	65,0 ab	24,5 b	11,5 b	3,9 a
B10+L20	21,7 ab	17,3 b	14,1 b	5,1 a
B10+RSU20	41,0 ab	45,7 b	21,4 b	5,4 a
B20	20,6 b	21,5 b	16,2 b	5,1 a
B10	26,6 ab	24,5 b	14,0 b	4,8 a
NPK	76,0 a	92,3 a	143,3 a	3,1 a
Testemunha	26,8 ab	21,9 b	16,6 b	3,8 a

4.5 PROPRIEDADES QUÍMICAS DOS SOLOS

Na figura 19 constam os teores de carbono orgânico determinado através dos métodos de incineração e Walkley-Black.

O aumento de carbono no solo é de grande importância para condições de clima mediterrânico semi-árido, onde os solos agriculturáveis são pobres em matéria orgânica e são sujeitos a processos de degradação (Piñeiro et al., 2008). Contudo, neste estudo, os valores de carbono orgânico no solo não diferiram entre tratamentos quando determinados pelos métodos de incineração ou Walkley-Black. Parece que os tratamentos com biochar (B20) mais resíduos de lagares (B20+L20) mostrou um aumento no conteúdo de carbono pelos dois métodos, ainda que sem diferenças significativas. Aumento no conteúdo de carbono pela aplicação de biochar foi também observado por Mekki et al. (2006). O biochar apresenta uma composição aromática que é decomposta mais lentamente (Lehmann & Joseph, 2009), o que terá originado resultados mais elevados de carbono orgânico nos tratamentos que incluem biochar em dose mais elevada.

Pode-se observar que o método de incineração do carbono orgânico obteve valores maiores do que pelo método Walkley-Black. Os teores de carbono orgânico pelo método de incineração também foram maiores do que pelo método Walkley-Black em estudo de Silva et al (1999) onde se compararam diferentes métodos de quantificação de matéria orgânica do solo. O autor concluiu que o método Walkley-Black subestima os teores de matéria orgânica no solo, uma vez que oxida apenas uma fração da matéria orgânica.

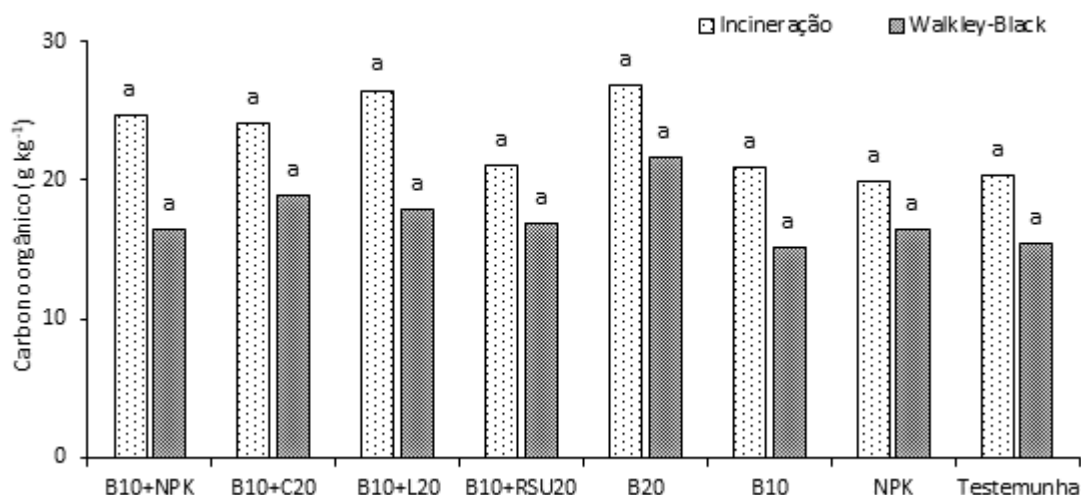


Figura 19 Carbono orgânico nos tecidos em função dos tratamentos fertilizantes. Para cada método, letras distintas sobre as colunas significa diferença significativa entre os tratamentos pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$).

O pH foi determinado por três métodos, designadamente por extração com água, KCl e CaCl₂. Os valores médios do pH juntamente com os valores da capacidade de troca catiónica (CTC) são apresentados na tabela 9.

Segundo Freeman & Carlson (2005), oliveiras geralmente possuem bom desenvolvimento em solos que possuem pH entre 5.5 a 8.3. No entanto, quando o solo é muito ácido ou muito básico as plantas podem apresentar um crescimento limitado. Em solos muito ácidos (pH <5,0), pode ocorrer redução de disponibilidade de nutrientes e aumentar a solubilidade de alumínio e magnésio que podem se tornar tóxicos.

Contudo, o pH pode ser facilmente corrigido através da aplicação de calcários que repõem as bases em falta e reduzem a presença de hidrônio (H₃O⁺). A correção do pH pode também contribuir para o aumento da disponibilidade de fósforo, que promove o desenvolvimento do sistema radicular (Rodrigues & Correia, 2009). Por outro lado, o uso de resíduos orgânicos, pode introduzir metais pesados e quanto menor o pH do solo, maior o risco de passagem de metais tóxicos para a solução do solo. Assim, o pH pode estar associado à maior biodisponibilidade de metais pesados.

Os tratamentos fertilizantes originaram diferenças significativas no pH do solo determinado por qualquer um dos métodos. Todos os tratamentos originaram solos que se classificaram como ácidos.

Os níveis de pH-H₂O variaram de 5,42 a 5,96. O tratamento que apresentou acidez inferior foi o NPK.

No que diz respeito ao pH-KCl, obtiveram-se os valores de pH mais baixos, principalmente para a testemunha com 3,97. O valor mais elevado foi registrado no tratamento B10+RSU e os mais baixos, além da testemunha, foram no B10+NPK, no NPK e nos tratamentos compostos apenas de biochar.

O biochar utilizado na experiência, segundo as informações técnicas do biochar que estão descritas na tabela 6, possui um pH equivalente a 8. Segundo Verheijen et al. (2009), o pH do biochar é tipicamente neutro a básico. O autor analisou o efeito de calagem através da adição do biochar ao solo e encontrou um efeito positivo de calagem sobre a testemunha. No entanto, não foi observado esse efeito nesta experiência. Segundo Glaser et al. (2001), aumentos no pH e na CTC do solo através do uso do biochar só são obtidos após o envelhecimento do biochar no solo. Dessa forma, parece que a experiência em vasos não apresentou resultados significativos do efeito do biochar devido à sua curta duração.

Quanto ao pH-CaCl₂, o tratamento B10+RSU20 foi o que atingiu o valor menos ácidos (4,93), sendo os tratamentos B20, B10 e NPK os mais ácidos.

Em relação a CTC, a acidez total e a alumínio, não ocorreram diferenças estatísticas. No entanto, pode-se reparar que a testemunha obteve os valores mais altos para a acidez total e o alumínio, confirmando os valores de pH.

Tabela 9- pH, capacidade de troca catiônica no solo, acidez total e alumínio de troca no fim da experiência em função dos tratamentos fertilizantes

Tratamentos	pH H ₂ O		pH KCl		pH CaCl ₂		CTC		AT		AL	
B10+NPK	5,63	bc	4,03	bc	4,63	abc	6,14	a	0,18	a	0,18	a
B10+C20	5,77	ab	4,24	abc	4,82	ab	6,51	a	0,10	a	0,10	a
B10+L20	5,89	ab	4,31	ab	4,83	ab	6,60	a	0,18	a	0,18	a
B10+RSU20	5,96	ab	4,40	a	4,93	a	7,17	a	0,18	a	0,18	a
B20	5,54	bc	4,02	bc	4,49	c	6,92	a	0,18	a	0,18	a
B10	5,57	bc	4,02	bc	4,50	c	6,94	a	0,18	a	0,18	a
NPK	5,42	c	4,07	bc	4,53	c	7,04	a	0,15	a	0,15	a
Testemunha	5,57	bc	3,97	c	4,41	bc	6,30	a	0,23	a	0,23	a
CV%	1,89		3,16		3,00		7,09		33,13		33,13	

*Médias seguidas por letras distintas na coluna diferem entre si pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade.

**Acidez total e alumínio são expressos em $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Os teores médios de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+ no complexo de troca e a respectiva soma são apresentados na tabela 10. Os resultados não apresentaram diferença estatística para a soma das bases.

As bases de troca (Ca^{2+} , K^+ e Na^+) difeririam significativamente entre tratamentos. Os valores mais elevados de cada parâmetro parecem depender do tratamento fertilizante e estarão relacionados com a composição inicial destes.

Para o cálcio, o tratamento com maior teor foi o NPK, diferindo apenas da testemunha. Segundo estudo de Dallon (1988), o resíduo de cogumelo apresentou concentrações de cálcio e potássio consideravelmente maiores que outros substratos, sendo que o resíduo de cogumelo utilizado nessa experiência também possui, em comparação com os outros resíduos utilizados. Dessa forma, os dados encontrados neste experimento mostram a influência do tratamento fertilizante nos parâmetros do solo. O elevado teor de potássio no solo e o aumento de cálcio em relação a testemunha foram encontrados também por Wisniewska & Pankiewiex (1989), onde os resíduos de cogumelos elevaram os conteúdos de potássio, cálcio e fósforo no solo.

O potássio na solução do solo aparece na forma iônica, K^+ , forma que é absorvida pelas raízes das plantas (Santos, 2015). Para os tratamentos B10+C20 e B10+RSU20, o potássio apresentou-se em maior quantidade na solução do solo. A testemunha apresentou a concentração mais baixa do íon.

Para o sódio, o maior teor foi para o tratamento B20, e o menor foi para o NPK. No entanto, os olivais são moderadamente tolerantes a salinidade do solo, embora isso possa variar com a cultivar (Marín et al., 1995).

Tabela 10- Bases de troca em função dos tratamentos fertilizantes.

Tratamentos	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Soma
			cmol _c kg ⁻¹		
B10 + NPK	4,52 ab	1,19 a	0,25 abc	0,29 bc	5,96 a
B10 + C20	4,90 ab	1,33 a	0,28 a	0,33 ab	6,40 a
B10 + L20	4,66 ab	1,36 a	0,20 bcd	0,27 bc	6,48 a
B10 + RSU 20	4,85 ab	1,46 a	0,29 a	0,40 ab	6,99 a
B20	4,83 ab	1,25 a	0,23 abc	0,44 a	6,75 a
B10	4,87 ab	1,38 a	0,19 cd	0,34 ab	6,76 a
NPK	5,19 a	1,34 a	0,17 cd	0,19 c	6,07 a
Testemunha	4,27 b	1,37 a	0,16 d	0,28 bc	6,88 a
CV%	8,18	10,55	15,77	19,01	33,13

*Médias seguidas por letras distintas na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

Na tabela 11, encontram-se os teores extraíveis de alguns elementos no solo em função dos tratamentos fertilizantes. Os teores médios de fósforo e potássio extraíveis determinados pelo método Egnér-Riehm são apresentados na tabela 11 para cada tratamento fertilizante. O método de Egnér-Riehm permitiu quantificar o total de potássio extraível, isto é, presente em solução e no complexo de troca, fornecendo um parâmetro de disponibilidade deste nutriente para as plantas (Rodrigues, 2012). Também, o método de Egnér-Riehm é o mais usado em análises de rotina em Portugal.

O potássio extraível pelo método Egner-Riehm diferiu significativamente entre os tratamentos. Os valores mais elevados foram registados no tratamento B10+RSU 20 e os valores mais baixos no tratamento B10. Nos restantes elementos, designadamente fósforo, boro, cobre, zinco, ferro e manganês não se registaram diferenças entre tratamentos.

O fósforo não apresentou diferenças estatísticas entre os tratamentos. No entanto, a árvore tem uma importante capacidade de estabelecer relações simbióticas com fungos ectomicorrízicos, que podem melhorar o acesso às formas de P solúveis (Pereira et al. 2012). De acordo com uma experiência realizada por Maher et al (2000) com resíduos de cogumelos, o resíduo é uma boa fonte de fósforo e potássio, mas não de nitrogênio. Dessa forma, ao aplicar o resíduo em um campo de trigo, Maher et al (2000) precisou aplicar outra fonte de nitrogênio junto com o resíduo de cogumelo. Os resultados do autor têm semelhança aos encontrados na experiência, onde o resíduo de cogumelo

foi boa fonte de fósforo e potássio, quando comparado aos demais tratamentos. Além disso, a concentração de nitrogênio na planta registou valores semelhantes com a testemunha (Figura 13) e demonstrou que o resíduo de cogumelo não foi uma boa fonte de nitrogênio nesta experiência.

Tabela 11- Teores extraíveis de alguns elementos no solo em função dos tratamentos fertilizantes.

Tratamentos	mg kg^{-1}						
	P_2O_5	K_2O	B	Cu	Zn	Fe	Mn
B10 + NPK	57,00 a	69,00 abc	1,03 a	5,79 a	2,68 a	44,77 a	19,28 a
B10 + C20	85,50 a	80,75 ab	0,88 a	6,62 a	2,88 a	51,88 a	20,25 a
B10 + L20	95,50 a	60,75 bc	1,20 a	7,11 a	3,06 a	59,86 a	21,81 a
B10 + RSU 20	88,75 a	91,25 a	0,92 a	6,67 a	3,31 a	61,82 a	20,90 a
B20	79,25 a	58,25 bc	1,67 a	6,64 a	3,65 a	65,90 a	54,27 a
B10	69,75 a	50,00 c	0,83 a	6,18 a	2,54 a	54,89 a	21,14 a
NPK	97,25 a	65,25 abc	1,16 a	6,54 a	2,82 a	53,25 a	21,28 a
Testemunha	64,50 a	51,50 c	0,98 a	5,78 a	2,65 a	54,84 a	21,06 a
CV%	23,17	17,39	39,76	20,05	19,93	17,74	13,27

*Médias seguidas por letras distintas na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($\alpha=0,05$).

5 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitem concluir que os resíduos orgânicos podem ser uma fonte alternativa de nutrientes para a oliveira.

Parece que o biochar como condicionador do solo teve reduzida influência nos resultados, talvez pela necessidade de envelhecimento no solo para poder melhorar as suas propriedades.

Os resultados também parecem mostrar a necessidade de mais estudos para avaliar o uso de resíduos orgânicos e o biochar na agricultura.

6 REFERÊNCIAS

- Afonso, S., Arrobas, M., Ferreira, I.Q. & Rodrigues, M.A. 2018. Leaf nutrient concentration standards for lemon verbena (*Aloysia citrodora* Paláu) obtained from field and pot fertilization experiments. *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants* 8: 33-40.
- Agência Europeia do Ambiente - EEA. 2014. Multiannual Work Programme 2014–2018. in: *Expanding the knowledge base for policy implementation and long-term transitions*, European Environment Agency. Luxembourg.
- Agência Portuguesa do Ambiente - APA. 2012. “Resíduos Urbanos, Relatório Anual 2012”. Departamento de Resíduos.
- Agência Portuguesa do Ambiente - APA. 2015. “Relatório anual de resíduos urbanos 2014”. Departamento de Resíduos.
- Arrobas, M. & Pereira, J.M. 2009. Fertilização do Olival. In: *Manual da safra e contra safra do olival*. Rodrigues, M.A.; Correia, C.M. Bragança – Instituto Politécnico. p. 111.
- Arrobas, M., Afonso, S. & Rodrigues, M.A. 2018. Diagnosing the nutritional condition of chestnut groves by soil and leaf analyses. *Scientia Horticulturae* 228, p. 113–121.
- Arrobas, M., Ferreira, I.Q. Afonso & S. Rodrigues, M.A. 2018. Sufficiency ranges and crop nutrient removals for peppermint (*Mentha 1 x piperita* L.) established from field and pot fertilizer experiments. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* (in press).
- Arrobas, M., Parada, M.J., Magalhães, P. & Rodrigues, M.A. 2011. Nitrogen-use efficiency and economic efficiency of slow-release N fertilisers applied to irrigated turfs in a Mediterranean environment. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 89: p. 329–339.
- Aygun, A.; yenisoy-karakas, S. & Duman, I. 2003. Production of granular activated carbon from fruit stones and nutshells and evaluation of their physical, chemical and adsorption properties. *Microporous and Mesoporous Materials, Lund*, v. 66, n. 2-3, p. 189-195.
- Azbar, N.; Bayram, A.; Filibeli, A; Muezzinoglu, A.; Sengul, F. & Ozer, A. 2004. A Review of Waste Management Options in Olive Oil Production, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 34:3, p. 209-247.

- Bernal, M.P.; Paredes, C.; Monedero, M.A. & Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Biores. Technol.*, 63: p. 91-99.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. 2008. *The nature and properties of soils*. 14.ed., Upper Saddle River: Prentice Hall, p. 965.
- Bremner, John. M. Nitrogen-Total. In: *Methods of soil analysis. Part 3, Chemical methods- SSSA. Soil Science Society of America Book Series. Book Series nº 5*. pp. 1085-1122, 1996.
- Canet, R., Pomares, F., Cabot, B., Chaves, C., Ferrer, E., Ribò, M. & Albiach, R. 2008. Composting olive mill pomace and other residues from rural southeastern Spain. *Waste Manage.*, 28: 2585-2592.
- Cardoso, E.J.B.N.; Jahnel, M.C. & Meloni, R. 1995. Avaliação do composto de lixo. In: *Congresso brasileiro de ciência do solo, 25.*, Viçosa, Resumos expandidos. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 2297.
- Cohen-Ofri, I.; Weiner, L.; Boaretto, E.; Mintz, G. & Weiner, S. 2006. Modern and fossil charcoal: aspects of structure and diagenesis. *Journal of Archaeological Science*, v.33, p.428-439.
- Comissão Europeia. 2014. *General Union Environment Action Programme to 2020. Living well, within the limits of our planet*, Publications Office of the European Union. Luxembourg.
- Comissão Europeia. 2014. *Review of Waste Policy and Legislation, Vol. 2015*, Comisión Europea.
- Comissão Europeia. 2015. *Revised emissions trading system will help EU deliver on climate goals, Vol. 2015*, Comisión Europea.
- Connor, D.J. & Fereres, E. 2005. The Physiology of Adaptation and Yield Expression in Olive. In: *Horticultural Reviews*, 31. Darnell, R., Ferguson, I.B. and Hokanson, S.C. (eds.), John Wiley and Sons, New Jersey, pp. 155-229.
- Coutinho, E. F.; Ribeiro, F. C. & Cappellaro, T. H. 2009. Cultivo de Oliveira (*Olea europaea* L.) - Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 125 p. - Embrapa Clima Temperado. Sistema de Produção, 16.
- Cunha, T. J. F.; Novotny, E. H.; Madari, B. E.; Benites, V. De M.; Martin Neto, I. & Santos, G. De A. 2009. O carbono pirogênico. In: *Teixeira, W. G.; Kern, D. C.; Madari, B. E.; Lima, H. N.; woods, w. (Ed.). As terras pretas*

de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental.

- Curtin, J.S & Mullen, G.J. 2007. Physical properties of some intensively cultivated soils of Ireland amended with spent mushroom compost. *Land Degradation & Development*. 18: p. 355–368.
- Dallon J. 1988. Effects of spent mushroom compost on the production of greenhouse-grown crops. *Combined Proceed. Int. Plant Propagators Soc.* 37: p. 323-329.
- Decreto-Lei n.º 178/2006. Diário da República n.º 171/2006, série I. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. p. 6526-6545.
- Despacho n.º1230/2018-In: Decreto-Lei n.º 103/2015. 1.a série — N.º 114. Ambiente e Agricultura, Florestas e Desenvolvimento Rural. Diário da República, 2.ª série — N.º 25. p. 4132 – 4170.
- Downie, A.; Crosky, A. & Munroe, P. 2009. Physical Properties of Biochar. In: Lehmann, J.; Joseph, S (ed.). *Biochar for environmental management: Science and Technology*. Londres: Earthscan, p. 416.
- Elizalde-Gonzales, M. P.; Mattusch, J.; Pelaez-Cid, A. A. & Wennrich, R. 2007. Characterization of adsorbent materials prepared from avocado kernel seeds: Natural, activated and carbonized forms. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v.78, p.185-193.
- Estatísticas Agrícolas. 2016. Instituto Nacional de Estatística. *Estatísticas Oficiais*, Edição 2016.
- European Commission. 2010. Communication: On future steps in bio-waste management in the European Union. Brussels. 18 July 2010, COM (2010) 389 final.
- Fageria, N. K. & Moreira, A. 2011. The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants. In Donald L. Sparks, editor: *Advances in Agronomy*, Vol. 110, Burlington: Academic Press, p. 251-331.
- Fernandes, G.M.M.R. 2014. Caracterização morfológica e genética de cultivares de oliveiras centenárias e tradicionais para a obtenção de produtos diferenciados. *Dissertação*, p. 115.

- Fernández, A.I.R. 2011. Uso de compost de residuos sólidos urbanos como fertilizante y enmienda de suelos. Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo. INGACAL. Xunta de Galicia.
- Fernández-Escobar, R. 2017. Fertilización. In: El Cultivo del Olivo. Barranco, D.; Fernández-Escobar, R. & Rallo, L. 2017. 7ª edición. p. 994.
- Ferreira, I.Q., Rodrigues, M.A., Moutinho-Pereira, J.M., Correia, C. & Arrobas, M. 2018. Olive tree response to applied phosphorus in field and pot experiments. *Scientia Horticulturae*. *Scientia Horticulturae* 234 (2018) p. 236–244.
- Ferreira, I.Q.; Rodrigues, M.A.; Moutinho-Pereira, J.M.; Correia, C.M. & Arrobas, M. 2018. Olive tree response to applied phosphorus in field and pot experiments. *Scientia Horticulturae*, 234, p. 236-244.
- Fillipini alba, J.M.; Flores, C.A.; Wrege, M.S.; Coutinho, E.F. & Jorge, R.O. 2014. Zoneamento edafoclimático da olivicultura para o Rio Grande do Sul. Brasília: Embrapa, p. 80.
- Fiori, M.G.S.; Schoenhals, M. & Follador, F.A.C. 2008. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. *Engenharia Ambiental*, 5: 178 - 191, 2008.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://faostat.fao.org/> Acedido a 02 de março de 2018.
- Freeman, M; & Carlson, R.M. 2005. Mineral nutrient availability. In: Olive production manual. Sibbet, G.S; Ferguson, L. eds. University of California. Second edition. p. 175.
- Giorgi, V.; Neri, D.; Lodolini, E.M. & Massetani, F. 2008. Olive (*Olea europaea* L.) Root Growth in Soil Sectors with Olive Husks and Hay Residues, *International Journal of Fruit Science*, 7:4, p. 19-32.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. & Zech, W.. 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88(1): p. 37-41.
- Gomes; J.M. 2001. Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*, produzidas em diferentes tamanhos de tubetes e de dosagens de N-P-K. Viçosa, Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa. p.126.

- Gregorich, E.G.; Carter, M.R.; Angers, D.A.; Monreall, C.M. & Ellerta, B.H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: p. 367-385.
- Gregoriou, C.; Ibrahem, A.A.; Boulouha, B.; El-Kholy, M.; Ksantini, M.; Serafids, N. & Shdiefat, S. 2010. Olive Gap Manual. Good agricultural practices for the near east & north Africa countries. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Regional office for the near east. Cairo. p. 260.
- Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada- IPEA. 2012. Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas. Relatório de pesquisa. Brasília, 134 p. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos>. Acedido em 06 de março de 2018.
- Instituto Nacional de Estatística (INE). Disponível em: <http://www.ine.pt>. Consultado a 13 de abril de 2018.
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, (Eds.) Core Writing Team, Pachauri R.K, Meyer L.A, IPCC. Geneva, Switzerland, p. 151.
- International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development. IAASTD. 2008. Global Report. Editado por McIntyre, B. D. [et al.] Estados Unidos.
- International Olive Council. (2008). Olive Nursery Production and Plant Production Techniques.
- International Olive Council. (2014). Olives Table. Production. Acedido em: <http://www.internationaloliveoil.org>.
- Jones, D.; Rousk, J.; Edwards-jones, G.; Deluca, T. & Murphy, D. 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three years' field trial. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 45, p. 113-124.
- Juvillar, J. B. 1980. Tecnologias da transformação da madeira em carvão vegetal. In: PENEDO, W. R. (Comp.). *Uso da madeira para fins energéticos*. Belo Horizonte: CETEC, (Série Publicações Técnicas, n. 1). p. 158.
- Karhu, K.; Mattila, T.; Bergström, I. & Regina, K. 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity -

Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.140, p.309-313.

- Kiehl, J.E. 1985. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba: Agronômica Ceres. p. 492
- Kiehl, J.E. 2004. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. 4.ed. Piracicaba: Editora Degaspari, p. 173.
- Kolb, S. E.; Fermanich, K. J. & Dornbush, M. E. 2009. Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Biology & Biochemistry*, v.73, p.1173-1181.
- Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva. INIAP. 2005. Manual de fertilização das culturas. Apartado 3228 – 1301-9003 Lisboa.
- 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.
- Lal, R. 2009. Sequestering Carbon in Soils of Arid Ecosystems. Carbon Management and Sequestration Center, The Ohio State University, Columbus, OH 43210, USA.
- Lehmann, J. & Joseph, S. 2009. Biochar for environmental management: science and technology. Londres: Earthscan, p. 416.
- Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. *Front. Ecol. Environ.* 5:381–387.
- Lehmann, J.; Gaunt, J. & Rondon, M. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v.11, p.403-427.
- Leij, F.; Wingate, J. & Hutchings, T. 2006. 2nd Conference Sustainable Urban Broefield Regeneration: Integrated management, Londres, CL: AIRE.
- Lima, Larissa Borges de. 2014. Desempenho agronômico da soja, fertilidade e dinâmica da matéria orgânica em solo sob aplicação de biochar no cerrado brasileiro / Larissa Borges de Lima – Goiânia: UFG, p. 78.
- Madari, B. E.; Costa, A. R.; Castro, I. M.; Santos, J. L.; Benites, V. M.; Rocha, A. O. & Machado, P. L. O. A. 2006. Comunicado Técnico 125. EMBRAPA: Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão. Goiânia, GO. p. 4.

- Maher, M. J. & Magette, W.L. 1997. Solving the spent mushroom compost problem. In: *Advances in Mushroom Production, Proceedings, 12th Teagasc National Mushroom Conference and Trade Show*.
- Maher, M. J.; Lenehan, J.J. & Staunton, W.P. 1993. Spent Mushroom Compost – Options for use. Teagasc, p. 44.
- Maher, M.J.; Magette, W.L.; Smyth, S.; Duggan, J.; Dodd, V.A.; Hennerty, M.J. & McCabe, T. 2000. Managing Spent Mushroom Compost. Teagasc, 19. p. 34.
- Malheiros, S. M. P. & PAULA JÚNIOR, D. R. 1997. Utilização do processo de compostagem com resíduos agroindustriais. In: *Congresso Brasileiro de Ciência do solo*, p. 26.
- Manyá, J.J. 2012. Pyrolysis for biochar purposes: a review to establish current knowledge gaps and research needs. *Environmental Science & Technology*, Washington, v. 46, p. 7939-7954.
- Marin, L., Benlloch, M. & Fernandez-Escobar, R. 1995. Screening of olive cultivars for salt tolerance. *Sci. Hortic.*, 64, p. 113-116.
- Marin-Benito, J.M.; Sánchez-Martin, M.J. & Rodríguez-Cruz, M.S. 2016. Impact of Spent Mushroom Substrates on the Fate of Pesticides in Soil, and Their Use for Preventing and/or Controlling Soil and Water Contamination: A Review. *Toxics* 2016, 4, 17.
- Medina, E.; Paredes, C.; Pérez-Murcia, M.D.; Bustamante, M.A. & Moral, R. 2009. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants. *Bioresource Technology*, 100, p. 4227-4232.
- Mekki, A.; Dhouib, A.; Aloui, F. & Sayadi, S. 2006. Olive wastewater as an ecological fertiliser. *Agronomy for Sustainable Development*, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 26 (1), p. 61-67.
- Melo, L.C.A; Silva, C.A. & Dias, B. de O. 2008. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32: p. 101-110.
- Melo, S. L. de. 2014. Análise do uso de compostagem doméstica em conjuntos habitacionais de interesse social na cidade de São Domingos – Bahia– Salvador. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia.

- Minetur. 2013. La energía en España, Catálogo general de publicaciones oficiales Ministerio de Industria, Energía y Turismo, Secretaría de Estado de la Energía, Gobierno de España, p. 333.
- Ministério da Agricultura e Pescas – MAP. 1977. Laboratório Químico-Agrícola Rebelo da Silva. Sector Fertilidade do Solo. Documentação 2. D.G.S.A.
- Ministerio de Agricultura, Pesa y Alimentación- MAGRAMA. 2014. "Estrategia Española de Conservación Vegetal 2014–2020: principios y orientaciones para la conservación de la diversidad vegetal silvestre en España.
- Niaounakis, M. & Halvadakis, C.P. 2006. Characterization of Olive Processing Waste. In Waste Management Series, 2nd ed; Elsevier: Amsterdam, the Netherlands, Volume 5, p. 495.
- Nóbrega, I.P.C. 2011. Efeitos do Biochar nas propriedades físicas e químicas do solo: sequestro de carbono no solo. Dissertação (mestrado). Universidade técnica de Lisboa. p. 46.
- Novotny, E. H.; Hayes, M. H. B.; Madari, B. E.; Bonagamba, T. J.; de Azevedo, E. R.; de Souza, A. A.; Song, G.; Nogueira, C. M. & Mangrich, A. S. 2009. Lessons from the Terra Preta de Índios of the Amazon Region for the utilization of charcoal for soil amendment. Journal of Brazilian Chemical Society, v.20, p.1003-1010.
- Oliveira, F.C. 2000. Disposição de “resíduo orgânico” e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Tese (doutorado). Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, p. 247.
- Paustian, L.; Babcock, B.; Hatfield, J.L.; Lal R.; Mccarl, B.; Mclaughli, S.; Arvin, M.; Rice, C.; Robertson, G.P.; Rosenberg, N.J.; Rosenweig, C.; Schlesinger, W.H. & Zilberman, D. 2016. Agricultural mitigation of greenhouse gases: science and policy options. In: Anais Conference Proceedings, First National Conference on Carbon Sequestration. Washington, DC: Conference on Carbon Sequestration.
- Pereira, M.G., Caramelo, L., Gouveia, C., Gomes-Laranjo, J. & Magalhães, M., 2012. Assessment of weather-related risk on chestnut productivity. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 11, p. 2729–2739.
- Petter, F. A. 2010. Biochar as soil amendment: agronomic and environmental aspects of its application in soils of the Brazilian savana (cerrado. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia. p. 130.

- Petter, F.A. & Madari, B.E. 2012. Biochar: agronomic and environmental potential in Brazilian savannah soils. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* vol.16 no.7 Campina Grande.
- Pietikäinen, J.; Kiikkilä, O. & Fritze, H. 2000. Charcoal as a Habitat for Microbes and Its Effect on the Microbial Community of the Underlying Humus. *Oikos*, v. 89, n. 2, p. 231- 242.
- Piñeiro, G.; Perelman, S.; Guerschman, J. P. & Paruelo, J. M. 2008. How to evaluate models: observed vs. predicted or predicted vs. observed? *Ecol Model.* 216: p. 316–322.
- Rodrigues, A.R.M. da S.F. 2012. Indicadores de qualidade do solo em pomares de pereira 'Rocha'- enrelvamento permanente versus mobilização. Dissertação de mestrado. Universidade Técnica de Lisboa. p. 107.
- Rodrigues, M. A., & M. Arrobas. 2008. Effect of soil boron application on flower bud and leaf B concentrations of olives. *Acta Horticulturae* 791: p. 393–396.
- Rodrigues, M. A., Santos, H., Ruivo, S. & Arrobas, M. 2010. Slow-release N fertilisers are not an alternative to urea for fertilisation of autumn-grown tall cabbage. *European Journal of Agronomy*, 32 (2): p. 137-143.
- Rodrigues, M.A. & Correia, C.M. 2009. Manual da safra e contra safra no olival. Instituto Politécnico de Bragança: Bragança. p.111.
- Rodrigues, M.A., Ferreira, I.Q., Afonso, S., & Arrobas, M. 2018. Sufficiency ranges and nutrient removals in lemon balm based on crop response to applied nitrogen, phosphorus, potassium and boron. *Journal of Plant Nutrition* 41 (8): p. 996-1008.
- Rouquerol, F.; Rouquerol, I. & Sing, K. 1999. Adsorption by Powders and Porous Solids, Academic Press, London, UK. p. 125.
- Russo, M.A.T. 2003. Tratamento de resíduos sólidos. Universidade de Coimbra. Faculdade de ciências e tecnologia. Departamento de engenharia civil. p. 196.
- Rustad, L.E.; Huntington, T.G. & Boone, R.D. 2008. Controls on soil respiration: Implications for climate change. *Biogeochemistry*, 48: p. 1–6.
- Santos, E. 2007. Carbono, nitrogênio e relação c/n em Gleissolo e Cambissolo sob diferentes tipologias vegetais na área de ocorrência da floresta

ombrófila densa. Antonina, PR. Dissertação (Mestrado: Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p. 104.

Santos, F. F. dos. 2016. Variabilidade genética de acessos de oliveira (*Olea europaea* L.) do Banco de Germoplasma da Embrapa Clima Temperado – RS: baseada em critérios fisiológicos, morfológicos e moleculares. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pelotas. p. 127.

Santos, J. Q. dos. 2015. Fertilização-Fundamentos agroambientais da utilização dos adubos e corretivos. p. 537.

Santos, S.O.M. & Hatakeyama, K. 2012. "Processo sustentável de produção de carvão vegetal quanto aos aspectos: ambiental, econômico, social e cultural". *Production*, vol. 22, no. 2, Editorial Associação Brasileira de Engenharia de Produção. p. 309-321.

Silva, I.R. & Mendonça, E.S. 2007. Matéria orgânica no solo. In: Novais, R. F.; Alvarez, V. H.; Nairam, F. B.; Nairam, L., (Ed.). *Fertilidade do solo*. Viçosa: SBCS, p. 1017.

Silva, N. R. & Padovani, C. R. 2006. Utilização de componentes principais em experimentação agrônômica. *Energia e Agricultura*, Campina Grande, v. 21, n. 4, p. 98-113.

Silvia, A.C.; Torrado, P.V. & Junior, J. de S.A. 1999. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. *Revista Un. Alfenas*, Alfenas, 5: p. 21-26.

Spagnollo, E. 2004. Dinâmica da matéria orgânica em agrossistemas submetidos a queima e manejo dos resíduos culturais. Tese (Doutorado em Ciência do solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, p. 90.

Teixeira, W.G.; Kern, D.C.; Madari, B.E.; Lima, H.N. & Woods, W. 2009. As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, p. 62-71.

Therios, I.N. 2009. Olives. *Crop Production Science in Horticulture Series*. CABI, UK. p. 409.

Thies, J. E. & Rillig, M. C. 2009. Characteristics of biochar: biological properties. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, Londres: Earthscan, p. 416.

Tombesi, A. & Tombesi, S. 2007. Production techniques in olive growing. *International Olive Council*. 1^o edition. Madrid. p. 348.

- Uzun, I. 2004. Use of spent mushroom compost in sustainable fruit production. *Journal of Fruit and Ornamental Plant Research*. Vol. 12. Special ed.
- Valente, B.S.; Xavier, E.G.; Morselli, T.B.G.A.; Jahnke, D.S.; Brum, B. de S.; Cabrera, B.R.; Moraes, P. de O & Lopes, D.C.N. 2009. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Revista Archivos de zootecnia* vol. 58, p. 85.
- Van Reeuwijk. 2002. Procedures for soil analysis. Sixth edition. ISRIC. FAO.
- Verheijen, F.; Jeffery, S.; Bastos, A.C.; Van der Velde, M. & Diafas, I. 2009. Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Function. EUR 24099 EN, Office for the Official Publication of the European Communities, Luxembourg, p. 149.
- Wakchaure, G.C. 2011. Production and Marketing of Mushrooms: Global and National Scenario. In: *Mushrooms-cultivation, marketing and consumption*. p. 266.
- Walinga, I. Van vark, W. Houba, V. J. G. & Van Der Lee, J. J. 1989. Soil and Plant analysis. Part 7, Plant Analysis Procedures. Department of soil science and plant nutrition. p. 263.
- Wiesman, Z., 2009. Desert olive oil cultivation. In: *Advanced Biotechnologies*. Elsevier Inc., New York.
- Wildman, J. & Derbyshire, F. 1991. Origins and functions of macroporosity in activated carbons from coal and wood precursors, *Fuel*, Oxford, vol. 70, n. 5, p. 655-661.
- Williams, J.T.; McMullan, J.T. & McCahey, S. 2001. An initial assessment of spent mushroom compost as a potential energy feedstock. *Bioresource Technology*, 79. p. 227-230.
- Wisniewska, G.H. & Pankiewicz, T. 1989. Evaluation of the suitability of spent mushroom substrate for tulip cultivation. *Prace Instytutu Sadownictwa i Kwiaciarnictwa w skerniewicack*. 14: p. 7-13.
- Yildiz, F. 2010. *Advances in food biochemistry*. CRC press. p. 522.
- Zahran, H.A.E. 2015. Maximizing the Utilization of Olive Oil Processing Wastes. Unpublished Ph.D. Thesis, Department of Food Science, Faculty of Agriculture, Ain Shams University, p. 196.