

Universidad de Extremadura



Facultad de Ciencias

Departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra

TESIS DOCTORAL

Aplicación directa de residuos de almazaras de dos fases en un olivar con riego localizado: Efectos en las propiedades edáficas y el cultivo

Carla Barreto da Silva

Badajoz, Septiembre de 2009

***Edita: Universidad de Extremadura
Servicio de Publicaciones***

Caldereros 2. Planta 3^a
Cáceres 10071
Correo e.: publicac@unex.es
<http://www.unex.es/publicaciones>

Universidad de Extremadura

Facultad de Ciencias

Aplicación directa de residuos de almazaras de dos fases en un olivar con riego localizado: Efectos en las propiedades edáficas y el cultivo

Memoria presentada por Carla Isabel Barreto da Silva para la obtención del grado de Doctora en Ingeniera Agrónoma, realizada en el Área de Edafología y Química Agrícola bajo la dirección del profesor Dr. D. Antonio López Piñeiro del departamento de Biología Vegetal, Ecología y Ciencias de la Tierra da Universidad da Extremadura y por el profesor Dr. D. José Manuel Rato Nunes, Profesor Adjunto de la Escuela Superior Agraria de Elvas, Instituto Politécnico de Portalegre.

Badajoz, Septiembre de 2009

Fdo: Carla Isabel Barreto da Silva

Fdo: Antonio López Piñeiro

Fdo: José Manuel Rato Nunes

AGRADECIMENTOS

A conclusão desta tese de doutoramento jamais teria acontecido sem a persistência do meu orientador, Doutor António López Piñeiro, a quem dirijo os meus maiores agradecimentos. Pela paciência e disponibilidade incondicionais, pelos ensinamentos e pela fé que depositou na minha capacidade de fazer este trabalho chegar ao fim, muito obrigada Professor!

Agradeço também ao Doutor José Manuel Rato Nunes, a quem coube a árdua tarefa de co-orientar a realização deste trabalho. Pelo tempo dispendido na revisão do mesmo, na prestação dos muitos esclarecimentos e, acima de tudo, pela disponibilidade sempre demonstrada, muito obrigada Professor!

Aos dois colegas dos trabalhos de campo e de laboratório, Angel e José António, dirijo um agradecimento particular, pois a ajuda por eles prestada e, muito especialmente, o ânimo que me foram transmitindo, foram também decisivos para a conclusão deste trabalho.

Agradeço ainda às minhas colegas, Ana e Maria, não só pelo apoio prestado durante a realização dos trabalhos de campo e de laboratório, como pelo trabalho que tiveram de suportar no serviço, durante as minhas ausências.

Por último, agradeço à minha família que tanto abdicou da minha companhia durante a redacção desta tese.

Muito obrigada a todos, Carla

ABSTRACT

Recent olive oil extraction technology (the two-phase centrifugation system) generates immense volumes of a hazardous waste with no economic interest. Nevertheless, this waste has a high content of organic matter and plant nutrients, so that it could be beneficial if were returned to Mediterranean soils exposed to the risk of degradation processes. We therefore investigated the effect of the surface application of two-phase olive mill waste (TPOMW) and de-oiled two-phase olive mill waste (DTPOMW), ranging from 0 to 40 Mg ha⁻¹, on two representative Mediterranean agricultural soils, a Chromic Luvisol and a degraded Leptic Cambisol (LUC and CAL, respectively), in a 2-year greenhouse study using wheat (*Triticum aestivum* L.). In addition, we conducted a field study of an irrigated olive soil (CAL) subjected to five years' application of 30 and 60 Mg ha⁻¹ of TPOMW and 27 and 54 Mg ha⁻¹ of DTPOMW. We evaluated the effect of these applications on the soil and plant properties. The results showed significant increments ($p > 0.05$) of the soils' total organic carbon, water-soluble organic carbon, humic and fulvic acids, total nitrogen, available potassium, and cation exchange capacity, but the available phosphorus content declined significantly in the greenhouse study. The treatments significantly increased the wheat's yield and N, P, and K uptake in the CAL soil, but decreased its P and K uptake in the LUC soil. Analyses of the olive leaves showed significant increases in N, P, and K uptake two years after initiation of the treatment. There was also increased olive yield, especially with the lower application rates. These results show that direct TPOMW and DTPOMW application to land has the potential of being a major organic amendment to soil as a source of organic matter, N, and K, especially for degraded agricultural soils.

RESUMEN

El proceso actual para la obtención del aceite de oliva, el sistema continuo de extracción de dos fases, genera grandes cantidades de un residuo denominado alperujo, con aprovechamiento económico residual. Sin embargo, este residuo contiene elevadas cantidades de materia orgánica y de nutrientes, por lo que su aprovechamiento agronómico puede representar un importante beneficio en suelos de ambiente mediterráneo con gran riesgo de experimentar procesos degradativos. En el presente trabajo se ha examinado el potencial de estos residuos para ser utilizado como enmienda orgánica en un ensayo de invernadero de dos años, con un cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) y aplicando de 0 a 40 Mg ha⁻¹ de alperujo (AL) y de alperujo extractado (AE) en dos suelos diferentes: Luvisol cutánico (LUC) y Cambisol léptico (CAL). Igualmente se ha llevado a cabo un ensayo de campo en el suelo LUC con un olivar con riego localizado y en el que se han aplicado, durante cinco años consecutivos, 0, 30 y 60 Mg ha⁻¹ de AL y 0, 27 y 54 Mg ha⁻¹ de AE. Se evaluaron los efectos que la aplicación de los residuos ejerció sobre propiedades físico-químicas de los suelos y sobre los cultivos seleccionados. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto incrementos significativos ($p < 0.05$) en indicadores de calidad del suelo como carbono orgánico, ácidos húmicos, nitrógeno total, potasio asimilable, capacidad de intercambio catiónico y estabilidad de los agregados estructurales. Sin embargo, en el ensayo de invernadero, el contenido en P asimilable disminuyó significativamente en los suelos enmendados con respecto a los valores que se registraron en los controles. Las aplicaciones de AL y AE incrementaron significativamente ($p < 0.05$) las extracciones de N, P y K del trigo en el suelo CAL, pero disminuyeron las correspondientes a P y K en el suelo LUC. A partir del segundo año, los análisis foliares del ensayo en el olivar indicaron aumentos significativos ($p < 0.05$) en los contenidos de N, P y K de los olivos correspondientes a los suelos que incorporan los residuos. También se observó un incremento en la producción de aceituna de los olivos en las parcelas que incorporan los residuos, especialmente en las que reciben la dosis más baja de los mismos. Se concluye que la aplicación directa de AL y AE, como enmienda orgánica, además de resultar una importante alternativa a la reutilización de los mismos, presenta valor ambiental añadido por su gran utilidad en la conservación de los recursos edáficos.

RESUMO

A mais recente tecnologia de extracção de azeite, o sistema de extracção contínua de duas fases, gera elevadas quantidades de resíduos poluentes com aproveitamento económico residual. Contudo, estes resíduos contêm elevadas quantidades de matéria orgânica, e de nutrientes para as plantas, cujo retorno ao solo pode representar um benefício para os solos da região mediterrânica em risco de exposição a processos degradativos. No presente trabalho experimentou-se, num ensaio de estufa, o potencial aproveitamento destes resíduos como fertilizante orgânico, através da aplicação directa de 0 a 40 Mg ha⁻¹ de bagaço de duas fases natural e de bagaço de duas fases extractado (BDFN e BDFE, respectivamente) em dois solos distintos: Luvisol cutânico e Cambissol léptico (LUC e CAL), sob o cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.). Posteriormente, conduziu-se um ensaio de campo, num solo (LUC) com olival de regadio, através da aplicação directa, durante cinco anos, de 30 e 60 Mg ha⁻¹ de BDFN e de 27 e 54 Mg ha⁻¹ de BDFE. Avaliaram-se os efeitos destas aplicações sobre as propriedades físico-químicas dos solos e sobre o estado nutritivo e a produção das culturas. Os resultados revelaram aumentos significativos ($p < 0.05$) nos conteúdos de carbono orgânico total, carbono orgânico solúvel em água, ácidos húmicos e fúlvicos, azoto total, potássio disponível e capacidade de troca cationica dos solos. Contudo, no ensaio de estufa, o teor de fósforo disponível dos solos sofreu decréscimos significativos. Os tratamentos aumentaram significativamente a produção e as extracções de N, P, K do trigo no solo CAL, mas diminuíram as extracções de P e K do trigo no solo LUC. As análises foliares das oliveiras revelaram aumentos significativos nas extracções de N, P e K, dois anos depois do início dos tratamentos. Também se observou um aumento da produção de azeitona nas parcelas tratadas, principalmente naquelas em que foram aplicadas as doses mais baixas dos resíduos. Os resultados obtidos permitem concluir que os resíduos de lagares de duas fases podem considerar-se como valiosos fertilizantes para o solo, incorporando, além de matéria orgânica, importantes quantidades de azoto e potássio.

ÍNDICE GERAL

I.	INTRODUÇÃO.....	37
II.	OBJECTIVOS.....	47
II.1.	ENSAIO DE ESTUFA.....	49
II.2.	ENSAIO DE CAMPO	51
III.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	53
III.1.	O SECTOR OLEÍCOLA	55
III.1.1.	A cultura da oliveira	55
III.1.2.	Produção de Azeite	57
III.1.3.	Consumo de azeite	61
III.1.4.	Sistemas de extracção de azeite.....	62
III.1.4.1.	Sistema de prensa hidráulica.....	64
III.1.4.2.	Sistema de centrifugação contínua de três fases.....	64
III.1.4.3.	Sistema de centrifugação contínua de duas fases.....	65
III.1.5.	Produção de resíduos pelos diferentes sistemas de extracção	65
III.1.5.1.	Terminologia.....	66
III.1.5.2.	Água ruça e água residual	68

III.1.5.3.	Bagaço seco e bagaço húmido	70
III.1.6.	Caracterização dos resíduos.....	71
III.1.6.1.	Água ruça.....	71
III.1.6.2.	Bagaço seco	72
III.1.6.3.	Bagaço húmido	73
III.1.6.4.	Bagaço húmido extractado.....	75
III.1.7.	Processos de eliminação, tratamento e valorização dos resíduos	76
III.1.7.1.	Águas ruças.....	77
III.1.7.1.1.	Tanques de evaporação natural.....	79
III.1.7.1.2.	Aproveitamento como fertilizante (aplicação directa)	80
III.1.7.1.3.	Tratamentos físico-químicos	84
III.1.7.1.4.	Transformações biotecnológicas	86
III.1.7.1.4.1.	Biorremediação	86
III.1.7.1.4.2.	Compostagem.....	88
III.1.7.1.4.3.	Digestão anaeróbia.....	94
III.1.7.1.5.	Extracção de produtos válidos.....	94
III.1.7.1.6.	Outros processos.....	94
III.1.7.1.7.	Processos combinados	96
III.1.7.1.8.	Conclusões.....	97
III.1.7.2.	Bagaço seco	99

III.1.7.3.	Bagaço húmido	101
III.1.7.3.1.	Secagem e extracção da gordura residual	103
III.1.7.3.2.	Extracção de produtos válidos.....	104
III.1.7.3.3.	Aproveitamento como fertilizante (aplicação directa)	105
III.1.7.3.4.	Biorremediação.....	108
III.1.7.3.4.1.	Compostagem.....	111
III.1.7.3.5.	Tratamento térmico	113
III.1.7.3.6.	Conclusões.....	113
III.2.	DEGRADAÇÃO DOS SOLOS MEDITERRÂNICOS	115
III.2.1.	Erosão dos solos	116
III.2.1.1.	Redução da capacidade produtiva dos solos.....	117
III.2.1.2.	Perda de nutrientes	118
III.2.1.3.	Perdas de solo	119
III.2.2.	Factores responsáveis pela erosão	120
III.2.2.1.	Clima e topografia.....	120
III.2.2.2.	Práticas agrícolas e uso do solo	122
III.2.3.	Factores determinantes para o controlo da erosão.....	126
III.2.3.1.	Cobertura vegetal.....	126
III.2.3.2.	Estrutura do solo	127
III.2.3.3.	Matéria orgânica	129

III.2.3.4.	Incorporação de resíduos orgânicos.....	130
III.2.4.	Caso particular do olival.....	130
III.2.4.1.	Sistema de cultivo tradicional.....	132
III.2.4.2.	Sistema de cultivo semi-intensivo	135
III.2.4.3.	Sistema de cultivo intensivo e superintensivo	136
III.3.	MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	139
III.3.1.	Definição.....	139
III.3.2.	Diferentes fracções da matéria orgânica.....	142
III.3.3.	Dinâmica da matéria orgânica	144
III.3.4.	Factores que afectam o teor de matéria orgânica dos solos	146
III.3.4.1.	Clima.....	147
III.3.4.2.	Uso do solo	148
III.3.4.2.1.	Conversão dos solos naturais em solos agrícolas	150
III.3.4.2.2.	Abandono dos solos agrícolas	151
III.3.4.2.3.	Agricultura de conservação/agricultura convencional.....	152
III.3.4.3.	Técnicas culturais.....	154
III.3.4.3.1.	Incorporação de resíduos orgânicos.....	155

III.3.4.3.1.1.	Efeitos sobre as diferentes fracções da matéria orgânica.....	160
III.3.4.3.1.2.	Priming effects	163
III.3.4.3.1.3.	Sequestro de carbono	165
III.3.5.	Influência da matéria orgânica sobre as propriedades do solo.....	166
III.3.5.1.	Propriedades físicas	166
III.3.5.2.	Propriedades químicas e biológicas.....	168
III.4.	RESÍDUOS ORGÂNICOS	171
III.4.1.	Caracterização.....	171
III.4.2.	Resíduos orgânicos industriais	172
III.4.2.1.	Agro-pecuária	172
III.4.2.2.	Indústria agro-alimentar.....	173
III.4.3.	Resíduos orgânicos urbanos	174
III.4.3.1.	Resíduos sólidos urbanos.....	175
III.4.3.2.	Lamas de depuração.....	175
III.4.4.	Efeitos da aplicação dos resíduos orgânicos sobre os solos	176
III.4.4.1.	Efeitos sobre as propriedades químicas	177
III.4.4.1.1.	Ph.....	178
III.4.4.1.2.	Condutividade eléctrica	180

IV.1.2.3.	Delineamento experimental	207
IV.1.2.4.	Procedimento experimental	208
IV.2.	MÉTODOS	212
IV.2.1.	Análises solos	212
IV.2.1.1.	Colheita e preparação das amostras	212
IV.2.1.2.	Determinações.....	212
IV.2.2.	Análises plantas	215
IV.2.2.1.	Colheita e preparação das amostras	215
IV.2.2.2.	Determinações.....	215
IV.2.3.	Análises resíduos	216
IV.2.3.1.	Tratamento das amostras.....	216
IV.2.3.2.	Determinações.....	216
IV.2.4.	Tratamentos dos dados	217
V.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	219
V.1.	ENSAIO DE ESTUFA.....	221
V.1.1.	Efeitos da aplicação do bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre propriedades dos solos	221
V.1.1.1	- Carbono orgânico	221
V.1.1.2	- Azoto total	229
V.1.1.3	- Azoto nítrico.....	231

V.1.1.4.	Capacidade de troca catiónica.....	233
V.1.1.5.	Fósforo assimilável	235
V.1.1.6.	Potássio assimilável	239
V.1.1.7.	pH.....	240
V.1.1.8.	Condutividade eléctrica	241
V.1.1.9.	Estabilidade estrutural.....	242
V.1.2.	Efeitos da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre propriedades dos solos.....	243
V.1.2.1.	Carbono orgânico.....	243
V.1.2.2.	Azoto total.....	247
V.1.2.3.	Azoto nítrico	248
V.1.2.4.	Capacidade de troca catiónica.....	248
V.1.2.5.	Fósforo assimilável	249
V.1.2.6.	Potássio assimilável	252
V.1.2.7.	pH.....	253
V.1.2.8.	Condutividade eléctrica	253
V.1.2.9.	Estabilidade estrutural.....	254
V.1.3.	Efeitos da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a cultura de trigo	255
V.1.3.1.	Efeitos sobre a produção de grão e de palha de trigo	255

V.1.3.2.	Efeitos sobre a extracção de nutrientes do grão	267
V.1.3.2.1.	Azoto	268
V.1.3.2.2.	Fósforo.....	274
V.1.3.2.3.	Potássio.....	276
V.1.3.3.	Efeitos sobre a extracção de nutrientes da palha.....	279
V.1.3.3.1.	Azoto	280
V.1.3.3.2.	Fósforo.....	281
V.1.3.3.3.	Potássio.....	283
V.1.4.	Efeitos da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a cultura de trigo.....	284
V.1.4.1.	Efeitos sobre a produção de grão e de palha de trigo	284
V.1.4.2.	Efeitos sobre a extracção de nutrientes do grão	289
V.1.4.2.1.	Azoto	290
V.1.4.2.2.	Fósforo.....	292
V.1.4.2.3.	Potássio.....	293
V.1.4.3.	Efeitos sobre a extracção de nutrientes da palha.....	294
V.1.4.3.1.	Azoto	295
V.1.4.3.2.	Fósforo.....	297

V.1.4.3.3.	Potássio.....	298
V.2.	ENSAIO DE CAMPO	300
V.2.1.	Efeitos da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre as propriedades do solo	300
V.2.1.1.	Carbono orgânico total.....	300
V.2.1.2.	Azoto total.....	308
V.2.1.3.	Razão C/N.....	310
V.2.1.4.	Azoto nítrico	311
V.2.1.5.	Carbono orgânico solúvel	314
V.2.1.6.	Substâncias húmicas	315
V.2.1.7.	Condutividade eléctrica	320
V.2.1.8.	pH.....	323
V.2.1.9.	Fósforo assimilável	325
V.2.1.10.	Potássio assimilável	328
V.2.1.11.	Estabilidade estrutural.....	330
V.2.1.12.	Bases de troca catiónica	332
V.2.1.13.	Capacidade de troca catiónica.....	336
V.2.1.14.	Micronutrientes assimiláveis	337
V.2.2.	Efeitos da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de azeitona	340

V.2.3. Efeitos da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre o estado nutritivo das oliveiras.....	347
V.2.3.1. Azoto.....	349
V.2.3.2. Fósforo.....	353
V.2.3.3. Potássio.....	357
V.2.3.4. Cálcio e magnésio.....	360
V.2.3.5. Micronutrientes.....	362
VI. CONCLUSÕES / CONCLUSIONES.....	365
CONCLUSÕES.....	367
CONCLUSIONES.....	373
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	381

ÍNDICE TABELAS

- Tabela 3.1.1.** Composição média da azeitona
- Tabela 3.1.2.** Produção mundial de azeite
- Tabela 3.1.3.** Dados comparativos sobre os diferentes processos de extracção de azeite
- Tabela 3.1.4.** Designações vulgarmente atribuídas aos resíduos de lagares de azeite
- Tabela 3.1.5.** Principias propriedades das águas residuais produzidas nos lagares de extracção contínua
- Tabela 3.1.6.** Teores de humidade e gordura dos bagaços produzidos pelos diferentes sistemas de extracção de azeite
- Tabela 3.1.7.** Produção de resíduos nos sistemas de extracção contínua
- Tabela 3.1.8.** Composição média do bagaço-seco
- Tabela 3.1.9.** Parâmetros do bagaço húmido sujeito a diferentes processamentos
- Tabela 3.1.10.** Carbono orgânico total, matéria orgânica total e principais componentes da fracção orgânica de bagaço duas fases natural
- Tabela 3.1.11.** Ensaio de biorremediação de águas ruças
- Tabela 3.1.12.** Tratamento de águas ruças através de diferentes processos de oxidação avançada (POA)
- Tabela 3.2.1.** Erosão média anual medida para diferentes usos de solo em ecossistemas mediterrânicos
- Tabela 3.2.2.** Características de produção dos sistemas de olival em Espanha
- Tabela 3.3.1.** Mecanismos e causas de *priming effects* positivos e negativos sobre o teor de carbono e azoto após adição de substâncias ao solo

- Tabela 3.4.1.** Exemplos de subsectores de transformação alimentar e respectivos tipos de resíduos gerados
- Tabela 4.1.** Principais características físico-químicas dos solos utilizados no ensaio
- Tabela 4.2.** Principais características dos resíduos utilizados no ensaio
- Tabela 4.3.** Resumo do procedimento experimental do ensaio de estufa
- Tabela 4.4.** Resumo do procedimento experimental do ensaio de campo
- Tabela 4.5.** Parâmetros físico-químicos dos solos analisados durante o ensaio
- Tabela 5.1.1.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre os teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}), azoto total (g kg^{-1}), azoto nítrico (mg kg^{-1}) e capacidade de troca catiónica ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) dos solos
- Tabela 5.1.2.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre os teores de fósforo assimilável (mg kg^{-1}), potássio assimilável (mg kg^{-1}), pH, condutividade eléctrica (dSm^{-1}) e estabilidade dos agregados (%) dos solos
- Tabela 5.1.3.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre os teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}), azoto total (g kg^{-1}), azoto nítrico (mg kg^{-1}), e capacidade de troca catiónica ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) dos solos
- Tabela 5.1.4.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre os teores de fósforo assimilável (mg kg^{-1}), potássio assimilável (mg kg^{-1}), pH, condutividade eléctrica (dSm^{-1}) e estabilidade dos agregados (%) dos solos
- Tabela 5.1.5.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre a produção de grão e de palha de trigo (g vaso^{-1})

- Tabela 5.1.6.** Coeficientes de correlação (r) e nível de significância das variáveis produção de grão e propriedades dos solos em análise
- Tabela 5.1.7.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) do grão (mg vaso^{-1})
- Tabela 5.1.8.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) da palha (mg vaso^{-1})
- Tabela 5.1.9.** Efeito da aplicação de BDFE sobre a produção de grão e de palha de trigo (g vaso^{-1})
- Tabela 5.1.10.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFE) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) do grão (mg vaso^{-1})
- Tabela 5.1.11.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFE) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) da palha (mg vaso^{-1})
- Tabela 5.2.1.** Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de carbono orgânico
- Tabela 5.2.2.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de azoto total (g kg^{-1})
- Tabela 5.2.3.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a razão carbono azoto
- Tabela 5.2.4.** Efeito da aplicação de diferentes doses de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de azoto nítrico (g kg^{-1})
- Tabela 5.2.5.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de carbono orgânico solúvel em água (g kg^{-1})

- Tabela 5.2.6.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (g kg^{-1}) e índice de humificação
- Tabela 5.2.7.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a condutividade eléctrica
- Tabela 5.2.8.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o pH
- Tabela 5.2.9.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural e bagaço duas fases extractado sobre o teor de fósforo assimilável (mg kg^{-1})
- Tabela 5.2.10.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de potássio
- Tabela 5.2.11.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de cálcio ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)
- Tabela 5.2.12.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de magnésio ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)
- Tabela 5.2.13.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de sódio ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)
- Tabela 5.2.14.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a capacidade de troca catiónica
- Tabela 5.2.15.** Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de ferro, cobre, zinco e manganês extraíveis
- Tabela 5.2.16.** Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de azoto (N), fósforo (P), potássio (K) (g kg^{-1})

Tabela 5.2.17. Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural e bagaço de azeitona duas fases extractado sobre a concentração de cálcio e magnésio

Tabela 5.2.18. Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural e bagaço de azeitona duas fases extractado sobre a concentração de Fe, Cu, Zn, Mn

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1.1.	Mapa oleícola mundial
Figura 3.1.2.	Produção mundial de azeite
Figura 3.1.3.	Produção e consumo mundial de azeite.....
Figura 3.1.4.	Tecnologias usadas pelos lagares europeus.....
Figura 4.1.	Distribuição das unidades experimentais na estufa (BDFN).....
Figura 4.2.	Distribuição das unidades experimentais na estufa (BDFE)
Figura 4.3.	Algumas imagens do ensaio de estufa.....
Figura 4.4.	Localização do olival de ensaio.....
Figura 4.5.	Gráfico Termopluviotérmico da região
Figura 4.6.	Representação esquemática de uma unidade experimental no olival, indicando a cor mais escura os pontos de recolha das amostras.....
Figura 4.7.	Delineamento experimental do ensaio de campo
Figura 4.8.	Algumas imagens do ensaio de campo.....
Figura 5.1.1.	Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de carbono orgânico total (COT) dos solos durante os dois anos de ensaio
Figura 5.1.2.	Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de azoto total (NT) dos solos durante os dois anos de ensaio.....

- Figura 5.1.3. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de azoto nítrico (NNO_3^-) dos solos durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.4. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de fósforo assimilável (P) dos solos durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.5. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de potássio assimilável (K) dos solos durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.6. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de carbono orgânico total (COT) dos solos durante os dois anos de ensaio
- Figura 5.1.7. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de fósforo assimilável (P) dos solos durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.8. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de potássio assimilável (K) dos solos durante os dois anos de ensaio
- Figura 5.1.9. Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a estabilidade dos agregados (EA) dos solos durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.10. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de grão de trigo durante o primeiro ano de ensaio.....
- Figura 5.1.11. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de palha de trigo durante o primeiro ano de ensaio.....

Figura 5.1.12.	Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de palha de trigo durante os dois anos de ensaio.....
Figura 5.1.13.	Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de palha de trigo durante os dois anos de ensaio.....
Figura 5.1.14.	Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de grão de trigo durante os dois anos de ensaio.....
Figura 5.1.15.	Efeito residual da produção de grão nos solos tratados com bagaço duas fases natural (BDFN)
Figura 5.1.16.	Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.....
Figura 5.1.17.	Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N) pelo grão durante o segundo ano de ensaio
Figura 5.1.18.	Efeito residual da extracção de azoto (N) pelo grão de trigo nos solos tratados com bagaço de duas fases natural (BDFN).....
Figura 5.1.19.	Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de fósforo (P) pelo grão durante os dois anos de ensaio.....
Figura 5.1.20.	Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de potássio (K) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio

- Figura 5.1.21. Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de potássio (K) pelo grão de trigo durante o segundo ano de ensaio.....
- Figura 5.1.22. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural sobre a extracção de azoto (N) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.23. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural sobre a extracção de fósforo (P) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.24. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural sobre a extracção de potássio (K) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio
- Figura 5.1.25. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado sobre a produção de grão de trigo durante o primeiro ano de ensaio
- Figura 5.1.26. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de grão de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.27. Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de grão de trigo durante o segundo ano de ensaio
- Figura 5.1.28. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de palha de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.29. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de azoto (N) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.....

- Figura 5.1.30. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de fósforo (P) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.31. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de potássio pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.32. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de azoto (N) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.....
- Figura 5.1.33. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de fósforo (P) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio
- Figura 5.1.34. Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de potássio (K) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio
- Figura 5.2.1. Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre produção do olival nos anos de 2000 e 2003
- Figura 5.2.2. Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de azoto foliar nas oliveiras
- Figura 5.2.3. Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de fósforo foliar nas oliveiras
- Figura 5.2.4. Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases

extractado (BDFE) sobre a concentração de potássio foliar
nas oliveiras

I. INTRODUÇÃO

A produção e o consumo de azeite nos países mediterrânicos fundem-se com a sua história e cultura, constituindo um elemento de referência na mundialmente reconhecida dieta mediterrânica. Em nenhuma outra região do mundo se produz e consome azeite como na região mediterrânica e tanto os extensos olivais, ou as pequenas parcelas, cultivados nas encostas montanhosas, como as mais modernas zonas de planície, são elementos comuns e dominantes na paisagem mediterrânica.

A oliveira é uma cultura cujas exigências para o seu desenvolvimento se adaptam muito bem às precárias condições do clima mediterrânico, assim como às limitações dos seus solos (Gomez et al., 2008). Sendo uma cultura resistente a estas adversidades, nunca beneficiou de grandes atenções e, tradicionalmente, os olivais eram instalados em terrenos marginais onde dificilmente se conseguiria produzir qualquer outra cultura (Duarte et al., 2007). Contudo, o crescente aumento do consumo de azeite, nas últimas décadas, tem conduzido a profundas alterações nos olivais. Não só as técnicas culturais, como as taxas de produção dos modernos olivais intensivos, ou super intensivos, estão muito distantes das suas tradicionais antecessoras. Os olivais modernos já não são considerados culturas secundárias numa exploração, mas antes o centro da mesma, requerendo numerosos cuidados que visam elevadas produções.

O consumo de azeite tem aumentado consideravelmente nas duas últimas décadas, não só nos países mediterrânicos, consumidores tradicionais, como a nível mundial. O azeite despertou a atenção de outros consumidores e a sua procura disparou em países onde tradicionalmente não se consumia azeite (Milli e Zúñiga, 2001). Que esta atenção tenha resultado de eficazes campanhas promocionais conduzidas pelas organizações do sector, de estratégias do comércio global ou das descobertas científicas sobre os alegados benefícios para a saúde (Fialho, 2000), o facto é que o consumo de azeite começou a aumentar a partir da década de noventa e tem-se intensificado nos últimos anos. Apesar da descoberta do azeite por parte dos países tradicionalmente não consumidores, os principais consumidores de azeite continuam a ser os maiores produtores. Espanha, Itália e Grécia encabeçam a lista dos maiores produtores, colocando a UE como líder mundial na produção de azeite. Outros países da bacia mediterrânica como a Tunísia, a Turquia e a Síria contribuem também para a elevada produção de azeite da região mediterrânica (COI, 2006). A indústria oleícola encontra-

se assim em expansão, facto comprovado pela crescente instalação de novos e sofisticados olivais, principalmente nos países líderes na produção, dos quais se destaca a Espanha (Albuquerque et al., 2003). A produção mundial de azeite nos últimos dez anos tem-se aproximado, ou mesmo ultrapassado, as três milhões de toneladas, valores próximos do dobro daqueles obtidos trinta anos antes (COI, 2007).

No entanto, como qualquer outra indústria, a transformação oleícola acarreta paralelamente a indesejável produção de resíduos. A expansão do sector, por conseguinte, faz-se acompanhar pelo incremento de produção dos respectivos subprodutos, o que representa um sério problema para o ambiente. Os resíduos de uma indústria incluem todas as matérias que não têm interesse para o produto final, resultantes tanto da transformação da matéria-prima, como dos produtos adicionados durante a transformação, representando um excesso que tem de ser eliminado. Até há cerca de duas décadas atrás, os resíduos das diversas indústrias eram “despejados” para o meio natural, como oceanos e rios ou depositados em campo aberto. Contudo, as adversidades provocadas ao ambiente obrigaram os governos a tomar sérias medidas sobre estas práticas. Actualmente, vigora em muitos países uma legislação apertada que, entre outros aspectos, proíbe a eliminação directa de qualquer tipo de resíduo para os recursos naturais, prevendo a obrigatoriedade de processos de tratamento prévios, ou a construção de estruturas adequadas à deposição dos mesmos.

A produção de azeite não envolve qualquer transformação da matéria-prima. Resulta simplesmente da extracção da gordura da azeitona. Extraída a gordura, o caroço, a polpa, a pele e a água de vegetação do fruto representam os principais constituintes dos resíduos oleícolas, acrescidos da água usada durante a extracção do azeite, cuja quantidade varia consoante o sistema utilizado. Perante esta abordagem racional, o problema associado à produção dos resíduos dos lagares até poderá parecer simples. Mas não é!

Em primeiro lugar, apenas cerca de 20% do peso da azeitona corresponde a azeite, o que significa que 80% do mesmo equivale ao subproduto dos lagares (Oktay, 2006). Este valor será inflacionado pelo volume de água utilizado durante a extracção do azeite. Alcança-se assim, o problema da quantidade: a extracção de azeite gera elevadas quantidades de resíduos. Em segundo lugar, coloca-se a questão da qualidade. A

extracção de azeite gera resíduos altamente poluentes para o ambiente, dado o seu elevado teor em compostos fenólicos e ácidos gordos, sendo resíduos com uma elevada carga orgânica, de difícil degradação.

Existem diferentes sistemas de extracção de azeite. O mais antigo, ainda utilizado em muitos países produtores (Impel, 2003), é o clássico sistema de prensa. Este sistema gera uma fase aquosa constituída pelo azeite e água residual, os quais são separados por centrifugação e decantação, e uma fase sólida correspondente aos restos sólidos da azeitona, como o caroço, casca e polpa. Separadas as fases, obtém-se então o azeite, a água residual, vulgarmente conhecida em Portugal por água ruça ou alpechin em Espanha, e o bagaço (orujo, em Espanha). Dos resíduos aquoso e sólido, a água ruça representa o principal problema ambiental, uma vez que o bagaço, após sujeito a uma extracção residual de gordura com solventes químicos, vê reduzido o seu efeito poluente e pode ser destinado à alimentação animal ou usado como combustível, embora esta última solução também vá encontrando limitações ambientais devido à emissão de gases para a atmosfera. A água ruça não tem uma utilidade directa, a não ser a sua utilização como fertilizante orgânico, em condições muito limitadas, não se apresentando esta como uma solução viável para a eliminação da totalidade de águas ruças produzidas nos lagares. O seu carácter poluente é muito elevado, sendo obrigatório o seu tratamento antes de qualquer forma de deposição.

O sistema da prensa hidráulica é muito laborioso e de baixa produtividade (Azbar et al., 2004). Na década de setenta surgiu um sistema mais mecanizado, conduzindo a uma redução da necessidade de mão-de-obra e a um aumento na eficiência de extracção. Trata-se do sistema de extracção contínuo através da tecnologia de centrifugação. Neste sistema, o processo de extracção desenrola-se numa mesma linha, sem transladações da pasta, daí a designação de sistema contínuo e obtém-se directamente as três fases da produção: azeite, água ruça e bagaço, eliminando-se também o processo de decantação do azeite. Contudo, a constante necessidade de adição de água quente à pasta, para uma conveniente centrifugação, conduz à produção de volume de água ruça muito mais elevado do que no sistema anterior. Assim, a evolução na extracção de azeite produziu um sistema mais eficiente, mais limpo, podendo gerar azeites de melhor qualidade, mais produtivo, mas também mais poluente.

Prosseguindo o objectivo de encontrar um sistema de extracção de azeite mais amigo do ambiente, surgiu em Espanha na década de noventa, a mais recente tecnologia para esse fim. É também um sistema de extracção contínuo, mantendo as vantagens do sistema que o antecedeu, mas de apenas duas fases, eliminando a produção das indesejadas águas ruças. Neste sistema, apenas se adiciona água à pasta quando esta se encontra muito seca e, a acontecer, em quantidades muito inferiores às do sistema de três fases. Neste caso, o resíduo aquoso resulta simplesmente da água de vegetação das azeitonas, volume muito inferior ao anterior, e a sua saída no final da linha de extracção é a mesma do resíduo sólido, obtendo-se uma única fase residual.

Operava-se, então, uma revolução na tecnologia de extracção de azeite, eliminando-se a produção de águas ruças, reduzindo-se o consumo de água, escassa na região mediterrânica, e reduzindo o conseqüente consumo de energia. Estava-se perante um sistema ecológico de extracção de azeite, o que terá entusiasmado inúmeros produtores, a avaliar pela adesão à nova tecnologia. Mas as primeiras campanhas de produção, através deste moderno sistema de duas fases, depressa revelaram que ainda há um caminho longo a percorrer entre a produção de azeite e o bem-estar ambiental.

O novo resíduo obtido neste sistema reúne, de uma forma genérica, os dois resíduos dos sistemas de prensa e de três fases: água ruça e bagaço. Este aspecto, apesar de a produção de água residual ser inferior no sistema de duas fases, resulta na transferência do carácter poluente das águas ruças para o bagaço do novo sistema de extracção. Confere-lhe ainda uma consistência pastosa que dificulta o seu manuseamento e a sua secagem – para posterior extracção da gordura residual, a qual é largamente condicionada pelo elevado teor em açúcares, que carameliza a elevadas temperaturas. Mas o aspecto mais relevante prende-se com a quantidade do novo bagaço produzido, em relação aos outros sistemas: duplica em relação ao sistema de prensa e é cerca de 60% superior ao sistema de extracção contínua três fases (Improlive, 2000). O novo sistema de extracção contínua de duas fases, apesar de não produzir as temíveis águas ruças e de consumir menos água e energia, gera assim, elevadas quantidades de um resíduo cuja eliminação não é tão simples quanto esperada. Além de todos os aspectos referidos, acrescenta-se ainda o facto da produção de azeite ser

sazonal, resultando na concentração da elevada produção de bagaço, nos escassos meses de Novembro a Fevereiro.

A necessidade de encontrar soluções viáveis para o tratamento e reutilização deste subproduto, à semelhança dos resíduos anteriores, tem conduzido a um sem-número de investigações, principalmente em Espanha, primeiro e principal país a utilizar este sistema de extracção de azeite. Uma das soluções apontadas, à semelhança das águas ruças, tem sido o seu aproveitamento como fertilizante agrícola, atendendo, principalmente, ao seu elevado teor em matéria orgânica e potássio. Numa filosofia de valorização dos resíduos, esta solução é tida como particularmente importante na região mediterrânica, onde a acelerada degradação dos solos exige uma especial atenção, nomeadamente a depleção dos níveis de matéria orgânica e a erosão dos solos. A incorporação de resíduos orgânicos poderá ser uma solução para recuperar solos degradados e travar processos de degradação eminentes.

Na verdade, a literatura está repleta de paradigmas sobre a devastação ambiental da região mediterrânica. Os investigadores não deixam de afirmar que os solos estão a empobrecer, apesar de esta região representar um ambiente que tem suportado uma exploração agrícola há mais de oito mil anos – o que pode ser intuitivamente interpretado como uma avaliação favorável da sua sustentabilidade (Butzer, 2005). Desde tempos antigos que a desflorestação e o cultivo intensivo de terras de encosta, nesta região, conduziram à erosão e degradação dos solos, fenómenos agravados pela progressiva incapacidade de regeneração quer dos solos, quer da vegetação (Kosmas et al., 2000). O esgotamento destes solos no passado, levou as populações a deslocarem-se para zonas mais produtivas, conforme demonstrado por investigações arqueológicas realizadas nos ecossistemas antigos desta região (Jackson, 2002). Consequentemente, Butzer (2005) prefere considerar o meio mediterrânico em perigo e não devastado, pois considera que a produtividade mediterrânica foi sustentada ao longo de milhares de anos de uso agrícola, em consequência da resiliência humana e ecológica. Mas, as alterações das sociedades mediterrânicas, nos últimos cinquenta anos, ocorreram a um ritmo mais acelerado do que aquelas dos últimos milhares de anos. Poderemos continuar a contar com esta resiliência?

As condições edafo-climáticas específicas, a que os ecossistemas da região mediterrânica estão sujeitos, são as principais responsáveis pela fragilidade do ambiente nesta região. Estas condições são tão adversas ao desenvolvimento da vegetação, como favoráveis à degradação dos solos, o que, associadas às alterações nas formas de uso a que os solos foram submetidos nas últimas décadas, fazem desta região a mais vulnerável da Europa (Kosmas et al., 2000), representando uma ameaça séria para o bem-estar da humanidade e para o ambiente global (Zalidis et al., 2002). Pardini et al. (2003) são da opinião que a degradação do solo é uma das maiores preocupações ambientais na região, onde foram registadas evidências de desertificação. A desertificação dos solos representa o ponto de irreversibilidade da degradação dos mesmos.

Um dos factores adversos, e característico desta região, é o clima, o qual é caracterizado por um elevado contraste sazonal (Kosmas et al., 2000). Os Invernos registam precipitações suaves e os Verões são secos, quentes a moderadamente quentes, com elevada radiação solar e elevadas taxas de evaporação (Boydak e Dogru, 1998). A precipitação nos meses de Inverno, embora suave, é normalmente mais do que três vezes superior à de Verão. O complexo padrão de variabilidade sazonal é mais pronunciado nos países das regiões a Este e a Sul, onde a maior parte da precipitação anual pode verificar-se em poucos dias de tempestades torrenciais. Em zonas da Tunísia, por exemplo, cerca de 60% da precipitação anual ocorre com frequência num único dia. Este padrão de variabilidade é exacerbado pela imprevisibilidade da precipitação de ano para ano (Zalidis et al., 2002). O facto de a precipitação consistir, de uma forma geral, em episódios curtos mas violentos, resulta num grande poder de erosão, uma vez que as gotas de chuva vêm animadas de elevada energia cinética. As primeiras chuvas coincidem normalmente com o início da actividade cultural das plantas, encontrando o solo a descoberto, o que reduz a sua protecção em relação à acção erosiva da água. Como a taxa de infiltração da água no solo é baixa, ocorrem elevadas perdas de solo através do escoamento superficial elevado. O Verão, por vezes prolongado, constitui uma estação desfavorável para o desenvolvimento das plantas, devido às temperaturas elevadas, radiação solar intensa e elevado défice hídrico, registando-se reduzidas taxas de produção de biomassa durante estes longos períodos. O clima mediterrânico apresenta, assim, importantes desafios adaptativos para as plantas.

A elevada percentagem que as plantas anuais representam nos espectros biológicos, das regiões mediterrânicas, é uma expressão desta adversidade climática.

Neste enquadramento de condições edafo-climáticas desfavoráveis, a forma de uso dos solos nem sempre é a mais adequada. A agricultura nos países mediterrânicos é caracterizada por propriedades de pequena dimensão, existindo um grande número de explorações com menos de 10 ha de superfície. Mas, apesar de as explorações serem de reduzida dimensão, os métodos agrícolas tradicionais mudaram dramaticamente nos últimos cinquenta anos, associados a políticas governamentais que favoreceram a maximização da produção. Assim, entre outros aspectos, a duração das rotações foi reduzida e a agricultura tornou-se mais intensiva, com recurso a maquinaria pesada, aumentou a aplicação de fertilizantes e agroquímicos e novas tecnologias permitiram fabricar grandes estruturas de rega (EEA, 1999; Zalidis et al., 2002). Apesar de estas mudanças terem tido efeitos positivos em termos agrícolas, acarretaram custos significativos no que diz respeito à degradação ambiental, especialmente nos impactos sobre o solo e recursos hídricos. Outro factor de desequilíbrio nos ecossistemas mediterrânicos é a escassez de fontes de matéria orgânica natural para aplicar no solo, a que se soma o facto de os solos deste meio, devido às condições de aridez impostas por razões climatológicas, favorecerem a mineralização da matéria orgânica, provocando níveis baixos da mesma (Gómez et al., 1992).

Perante este panorama, a degradação dos solos mediterrânicos parece uma evidência. Consequentemente, a incorporação de resíduos orgânicos nos solos desta região pode representar uma estratégia duplamente vantajosa: por um lado encontra-se uma forma de valorização de produtos sem interesse económico – e uma forma sustentável da sua deposição e, por outro, promove-se o retorno de matéria orgânica ao solo. Este retorno, além do efeito positivo de armazenar o carbono orgânico no solo, poderá ter benefícios bem conhecidos, como o incremento da estrutura e fertilidade do solo e a prevenção de processos de erosão (Sanches-Monedero et al., 2008).

Foi com base neste paradoxo – a produção de um elevado volume de resíduos ricos em matéria orgânica, sem um destino rentável ou adequado, como o bagaço de azeitona procedente do sistema de extracção de duas fases (e o mesmo bagaço após extracção da sua gordura residual) e a evidente necessidade de incorporação de matéria

orgânica nos solos mediterrânicos – que se promoveu o do presente trabalho de investigação. Pretendeu-se, com o mesmo, averiguar os efeitos que a aplicação directa destes bagaços exerceria sobre as propriedades edáficas de solos distintos e sobre o desenvolvimento das culturas neles instaladas.

Diversas investigações avaliaram a possibilidade de utilização de resíduos de lagares de três fases como fertilizante orgânico dos solos, como as águas ruças, mas relativamente poucas consideraram a utilização de bagaço de duas fases como fonte de matéria orgânica. Menos estudos ainda experimentaram a utilização directa do bagaço de duas fases como fertilizante orgânico, apesar de vários autores terem averiguado que o aproveitamento de diversos resíduos orgânicos na sua forma natural pode ser o tratamento mais efectivo no aumento da agregação do solo e, conseqüentemente, na recuperação da produtividade de solos degradados. Assim, uma vez que a aplicação no solo de bagaço de duas fases, na sua forma natural ou depois de extractado, não está ainda bem documentada, o seu estudo em ensaios de estufa, e posterior validação em ensaios de campo, é uma necessidade iminente não só para avaliar os efeitos produzidos nos solos e nas culturas, como também para determinar as doses óptimas de aplicação dos mesmos.

Desta forma, atendendo à reduzida investigação realizada sobre a utilização directa de bagaço de azeitona procedente do sistema de extracção de duas fases, devido à existência relativamente recente deste sistema de extracção, o presente trabalho reveste-se de um importante carácter inovador. Por outro lado, os resultados obtidos no final do presente estudo, indicando que a aplicação directa de bagaço do sistema de duas fases, e o mesmo após extracção da gordura residual, pode ser útil na incorporação de carbono nos solos mediterrânicos, contrabalançando o processo contínuo de degradação a que estes solos estão expostos e garantindo uma produção cultural satisfatória, revelam que pode ter sido encontrada uma solução prática e muito interessante para o destino final destes resíduos.

II. OBJETIVOS

II.1. ENSAIO DE ESTUFA

Com o ensaio de estufa pretendeu-se experimentar a aplicação directa de diferentes doses de bagaço de duas fases natural (BDFN) e bagaço de duas fases extractado (BDFE), avaliando os efeitos das mesmas sobre as propriedades físico-químicas de dois solos distintos e sobre o desenvolvimento da cultura de trigo.

Os objectivos que se visou alcançar com o ensaio de estufa foram:

- Avaliar os efeitos da aplicação directa de doses de aplicação crescentes de BDFN e BDFE (0, 5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹) sobre propriedades físico-químicas dos solos (carbono orgânico, azoto total, azoto mineral, capacidade de troca catiónica, fósforo e potássio disponíveis, pH, condutividade e estabilidade dos agregados) dos solos Luvisol cutânico e Cambissol léptico;
- Avaliar os efeitos que aplicação directa de doses crescentes de BDFN e BDFE exercem sobre a produção do grão e da palha de trigo, bem com as suas extracções e conteúdos de azoto, fósforo e potássio;
- Avaliar, no ano seguinte, o efeito residual destas aplicações sobre os mesmos parâmetros dos solos e das plantas.

II.2. ENSAIO DE CAMPO

Com o ensaio de campo pretendeu-se experimentar a potencial utilização BDFN e BDFE como fertilizante orgânico, através do estudo dos efeitos da aplicação repetida de doses crescentes de BDFN de BDFE sobre as propriedades do solo, a produção e o estado nutritivo do olival.

Os objectivos que se pretendeu alcançar com o ensaio de campo foram:

- Avaliar o efeito da aplicação, durante cinco anos, de 30 e 60 Mg ha⁻¹ de BDFN e de 27 e 54 Mg ha⁻¹ de BDFE sobre propriedades físico-químicas de um solo de olival (níveis de carbono orgânico total, carbono orgânico solúvel em água, concentração de substâncias húmicas, azoto total, azoto mineral, razão carbono azoto, capacidade de troca catiónica, fósforo e potássio disponíveis, pH, condutividade eléctrica, e estabilidade dos agregados, teores de cálcio, magnésio, sódio e de micronutrientes);
- Avaliar o efeito da aplicação continuada de BDFN e de BDFE sobre a produção de azeitona e sobre o estado nutritivo das árvores, através da monitorização da extracção e conteúdo de azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn).

III. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

III.1. O SECTOR OLEÍCOLA

III.1.1. A CULTURA DA OLIVEIRA

A origem da cultura da oliveira perde-se nos tempos. A sua expansão coincide e confunde-se com civilizações que, durante um grande período de tempo, regeram os destinos da humanidade. Apesar da existência de fósseis datados de há um milhão de anos atrás, que provam a existência de uma espécie ancestral em Itália, parece certo que a oliveira, como é conhecida hoje, teve a sua origem há cerca de cinco mil anos, na região correspondente às antigas Pérsia e Mesopotâmia, tendo-se espalhado a partir daqui, para a Síria e a Palestina. As povoações que habitaram estas regiões terão desenvolvido o seu cultivo, expandindo-o até ao Norte de África, por terra ou por mar (Kappelakis et al., 2008). Na Península Ibérica, a oliveira foi introduzida pelos fenícios em 1050 a.C., tendo, sido com o domínio romano (45 a.C.) que a cultura se desenvolveu de forma significativa. Já mais recentemente, com os descobrimentos, a oliveira chegou aos países do Novo mundo e actualmente também se cultiva na Africa do Sul, China, Japão, Austrália e Estados Unidos (Civantos, 2004).

O habitat favorito da oliveira situa-se entre as latitudes 30° e 45°, quer no hemisfério norte, quer no sul, em regiões climáticas do tipo mediterrânico, caracterizadas por um verão quente e seco. A oliveira suporta bem as elevadas temperaturas estivais verificadas nestas regiões, mesmo com falta de humidade, ainda que ajuste a sua actividade vegetativa a um mínimo vital, adaptando-se às precipitações anuais dos climas mediterrânicos, baixas e irregulares. Suporta temperaturas limites inferiores de 8 a 10° C negativo, desde que esse período não se prolongue por muito tempo e que a árvore se encontre em repouso vegetativo. Não sendo muito exigente em termos de solos para o seu desenvolvimento, pode encontrar-se tanto em solos silícios, como calcários (Civantos, 2004).

Existem, aproximadamente 820 milhões de oliveiras em todo o mundo, das quais, cerca de 800 milhões se encontram em países da bacia Mediterrânica, o que significa que 95% da superfície de olival do planeta está concentrada na bacia Mediterrânica (Figura 3.1.1).



Figura 3.1.1 Mapa oleícola mundial

Fonte: Fortuny Santos (2002)

A nível da UE, o olival ocupa mais de cinco milhões de hectares, em dois milhões de explorações, entre a Espanha, Itália, França, Grécia e Portugal. A Espanha é o país com maior área de olival (uma área superior a 2 milhões de hectares) e a França, o mais pequeno com 40 mil hectares (Pinto, 2003). De acordo com os dados do último Recenseamento Geral Agrícola (RGA), a área ocupada por olival em Portugal rondava os 335 029 ha, dos quais 10 546 ha se cultivavam variedades destinadas a azeitona de mesa e 324 457 ha sob o cultivo de variedades para azeite (Pinto, 2003). Espanha é a terra da oliveira. Está estimado que existem cerca de 308 milhões de oliveiras, mais de 60% das quais na região de Andaluzia, o que representa mais de 25% da área mundial de olival (Oktay, 2006). A seguir a Espanha, surge a Grécia com mais de 125 milhões de árvores, a Turquia com mais de 90 milhões, Tunísia com 55 milhões e Portugal com mais de 40 milhões de árvores (Merino, 2002). Perante estes números, reconhece-se que a indústria de transformação oleícola, quer na extracção de azeite, quer na preparação de azeitona de mesa, é uma actividade económica importante para muitos países da região Mediterrânica, principalmente Espanha. A colheita de um milhão de toneladas de azeitona em algumas campanhas, faz deste país o líder da indústria oleícola, com cerca de 380 000 agricultores a dependerem desta actividade (Oktay, 2006).

III.1.2. PRODUÇÃO DE AZEITE

A azeitona é um fruto amigo do ambiente, na medida em que dispensa elevadas quantidades de químicos para o seu desenvolvimento e requer reduzidos recursos energéticos para o seu processamento. O seu consumo em conserva, azeitona de mesa, ou na forma de gordura vegetal, o azeite, não implica um consumo de energia perturbador. Trata-se do único fruto do qual se pode obter gordura directamente através da sua “prensagem”. A composição média das azeitonas é apresentada na Tabela 3.1.1.

Tabela 3.1.1 - Composição média da azeitona (%)

Constituintes	Polpa	Caroço	Semente
Água	50-60	9.3	30
Azeite	15-30	0.7	27.3
Compostos azotados	2-5	3.4	10.2
Açúcares	3-7.5	41	26.6
Celulose	3-6	38	1.9
Minerais	1-2	4.1	1.5
Polifenóis	2-2.5	0.1	0.5-1
Outros	-	3.4	24

Fonte: Azbar et al. (2004)

A azeitona começa a apresentar sinais de maturação em Outubro, quando pode ser colhida para azeitona de mesa. Lentamente, vai adquirindo uma coloração mais escura, até Dezembro, sendo utilizada também para azeitona de mesa ou encaminhada para os lagares para a extracção de azeite.

A produção mundial de azeitona ronda valores de 10 milhões de toneladas, por ano, das quais cerca 90% se destinam à produção de azeite e os restantes 10% se consomem como azeitona de mesa (Azbar et al., 2004). Como se referiu, os países mediterrânicos da UE (Espanha, Itália, Grécia, Portugal, França) produzem cerca de 75% da azeitona mundial, sendo outros países importantes produtores de azeitona, a Tunísia (7-7%), a Turquia (4.4%), a Síria (3.8%), Marrocos (2.5%) e a Argélia (1.4%) (COI, 2004).

Quem conhece o sector, sabe que a produção de azeitona não é estável ao longo dos anos, pois as campanhas são afectadas pelas condições climáticas que influenciam a produção anual de azeitona, verificando-se ainda oscilações de safra e contra-safra,

típicas desta cultura. No entanto, fruto dos investimentos realizados na última década, sobretudo em Espanha, na melhoria das cultivares e no aumento da área de olival, estas oscilações tendem a esbater-se (Pinto, 2003). Ainda assim, e com base nos dados divulgados pelas diversas entidades do sector, a evolução da produção mundial de azeitona revelou um ligeiro aumento a partir da década de setenta até meados da década de noventa. Contudo, a partir de meados da década de noventa, verificou-se uma forte tendência no aumento da produção mundial de azeitona, como se pode observar na Figura 3.1.2.

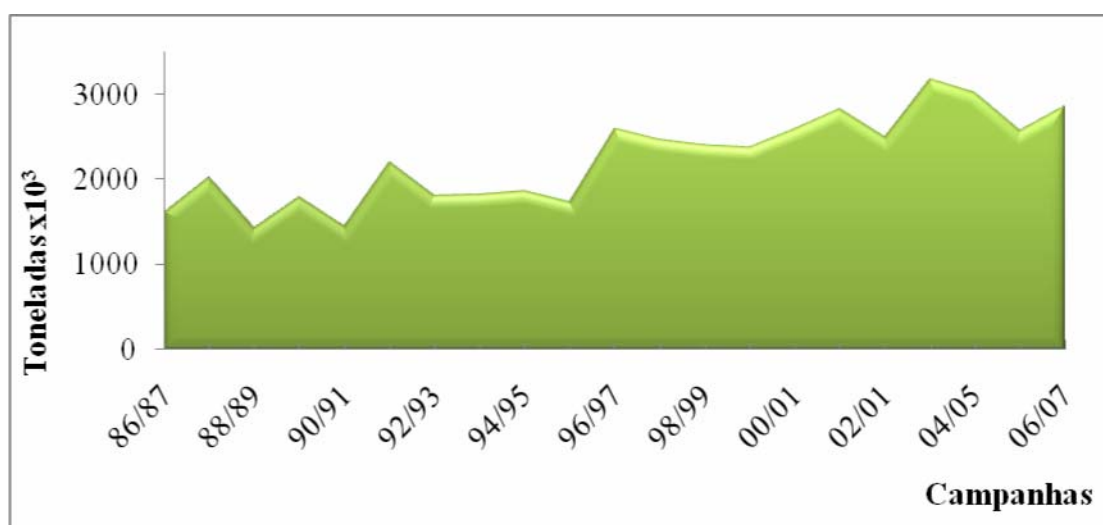


Figura 3.1.2 Produção mundial de azeite.

Fonte: COI (2007)

Segundo dados do COI (2007), a produção média de azeite na década de setenta rondou o valor de 1.6 milhões de toneladas; vinte anos depois, na campanha 96/97, esse valor subiu para 2.6 milhões de toneladas e em 06/07 a produção mundial de azeite alcançou uma safra de 2.8 milhões de toneladas, tendo ultrapassado os 3.0 milhões nas duas campanhas anteriores. A evolução que se tem vindo a verificar na produção mundial de azeite, deve-se a um conjunto de factores, cuja principal justificação assenta num claro aumento da procura do produto devido, entre outras razões, a fortes campanhas de marketing realizadas pelo sector do azeite (Graaff et al., 2007). Destes factores, o aumento da área destinada ao cultivo do olival é um deles. Segundo dados da FAO (2006), a nível mundial a área destinada ao olival aumentou de 8.1 milhões de ha, em 1981, para 10.7 milhões de ha em 2004.

Além da progressão da superfície oleícola, outro factor que explica o aumento da produção é o aumento dos rendimentos por hectare, promovido pela implementação de técnicas culturais dirigidas a uma optimização do cultivo, como a fertilização, a protecção fitossanitária, a substituição de árvores envelhecidas por árvores jovens e, principalmente, o aumento das superfícies irrigadas. Está confirmado que os aportes hídricos, no olival, conduzem a uma valorização expressiva da produção, registando-se rendimentos 3 a 4 vezes superiores aos dos regimes de sequeiro. Segundo dados do ministério da Agricultura espanhol, a superfície de olivais irrigados passou de 102 000 para 222 000 ha, de 1995 a 1998, e em 2000 essa superfície era de 372 000 ha. Ainda segundo a mesma fonte, actualmente, cerca de 25% da superfície de olival andaluza é irrigada (MAPA, 2004).

Um outro factor que também tem contribuído para o aumento da produção de azeite, a nível mundial, é o seu cultivo intenso em países sem tradição no sector. É o caso da Argentina, Austrália e África do Sul. Mili e Zúñiga (2001) prevêm inclusivamente, nesta década, uma taxa de crescimento da produção superior nestes países, relativamente aos países tradicionais. Não será um crescimento suficiente para alterar significativamente a geografia da produção mundial de azeite, mas é com certeza um indicador do interesse crescente e global por este produto. A Tabela 3.1.2 apresenta dados sobre a produção de azeite na região mediterrânica, nas últimas décadas.

Tabela 3.1.2 - Produção mundial de azeite

	Média (%) 95/96 a 00/01	Média (%) 01/02 a 07/08
UE	76.4	78.4
Tunísia	6.9	5.4
Síria	4.5	4.7
Turquia	4.9	4.2
Argélia	1.6	1.2
Marrocos	2.5	2.4

Fonte: COI (2008)

Verifica-se que a produção média destes países representou mais de 96% da produção mundial de azeite. A UE tem uma forte expressão nestes valores, com uma produção média próxima dos 80%, nos últimos anos. Dos países da UE, Espanha é o maior produtor. A produção média das campanhas 00/01 a 06/07 representou 49.0% da

produção da UE25 (COI, 2008). Segundo Albuquerque et al. (2004) é previsível que a produção de azeite venha a aumentar em Espanha, atendendo ao substancial incremento que se tem verificado no cultivo da oliveira para esse fim. De facto, o valor médio da produção de azeite espanhol, nas campanhas de 94/95 a 99/00 havia sido de 42.6%, registando-se assim um aumento de 6.4% da sua representatividade a nível da UE25 (COI, 2008). A principal região produtora de Espanha é a Andaluzia, representando 80% da produção de azeite espanhola, e mais de 40% da produção europeia, o que corresponde a um terço da produção mundial de azeite (Roig et al., 2006). A Itália e a Grécia são os outros grandes produtores de azeite da UE25. A representatividade das suas produções médias, face à produção total, nas campanhas 94/95 a 99/00 foi de 31.2 e 23.5%, respectivamente. Mas a proporção da produção destes países tem vindo a diminuir, devido ao aumento da produção espanhola de azeite. Assim, a produção média das campanhas 00/01 a 06/07 foi de 30.7 e 18.1%, respectivamente (COI, 2008).

A produção de azeite em Portugal está muito longe dos valores do seu país vizinho, apesar de Portugal ser o quarto produtor de azeite da Europa. A média das campanhas de 94/95 a 99/00 foi de 41 000 toneladas, representando 2.4% da produção da UE, mas a média dos seis anos seguintes baixou para 31 000 toneladas, representando 1.4% da produção da UE (COI, 2008). À semelhança de outros países, a superfície agrícola portuguesa consagrada ao olival sofreu alterações ao longo dos anos e se, por exemplo na década de 50, o património oleícola português era composto por 570 mil ha de olival e produções na ordem de 90 mil toneladas, nos anos 90 essa superfície não ultrapassava os 340 mil ha, mantendo-se este valor uma década depois.

A distribuição geográfica do olival, em Portugal, ocorre sobretudo no Alentejo (44%), Trás-os-Montes (21%) e Beira Interior (18%) (COI, 2008). O êxodo rural provocado pelo desenvolvimento industrial, a partir da década de 60, e a consequente redução de mão-de-obra disponível, terá sido responsável por um declínio crescente da produção de azeite em Portugal. Esta situação conduziu Portugal de um país excedentário, a um importador líquido de 40% das suas necessidades em azeite (Baeta-Hall, 2005). Contudo, as novas plantações previstas para o período de 00/10, conforme o disposto no regulamento (CE) n.º 1638/98, incidindo sobre uma área de 30 000 ha, assim como o plano elaborado pelo ministério da agricultura, encorajando a plantação

de novos olivais em regime super-intensivo, auguram um aumento da produção e produtividade do olival em Portugal (COI, 2008).

III.1.3. CONSUMO DE AZEITE

Relativamente ao consumo de azeite a nível mundial, reconhece-se também uma evolução a partir de meados da década de setenta que se acentua a partir de meados da década de noventa. Até esta data, e a partir da década de setenta, registou-se um crescimento no consumo na ordem dos 2%. Mas, a partir de meados da década de noventa, o consumo de azeite apresenta uma taxa de crescimento mais acentuada, com médias anuais de 3.5% (COI, 2006). De cerca de 1.7 milhões de toneladas na campanha 90/91, o consumo atingiu 2.4 milhões na campanha 98/99, prevendo-se que o consumo atingisse 2.9 milhões de toneladas na campanha de 2006/2007 (COI, 2006). Como se pode observar na Figura 3.1.3, a tendência da evolução do consumo mundial de azeite tem acompanhado a tendência da evolução da produção de azeite.

Até à década de noventa, os principais países produtores eram também os principais consumidores, sendo assim, os países mediterrânicos responsáveis por 90% do consumo mundial de azeite. A partir dos anos noventa, porém, assiste-se à descoberta da dieta mediterrânica, particularmente dos benefícios do azeite na prevenção de doenças cardiovasculares, e começa a verificar-se um grande aumento no consumo de azeite em países não produtores e tradicionalmente não consumidores de azeite.

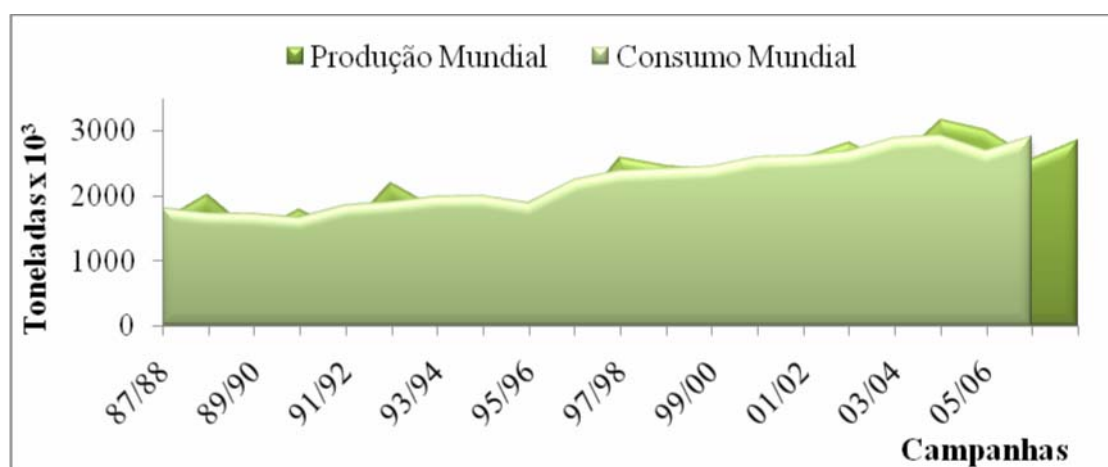


Figura 3.1.3 Produção e Consumo Mundial de Azeite.

Fonte: COI (2006)

Com taxas anuais de crescimento entre 15 e 30%, a Holanda, o Japão e o Reino Unido são exemplos de países novos consumidores de azeite (Mili e Zúñiga, 2001). Os Estados Unidos apresentam-se actualmente como o maior importador, com variações do volume de importações de 64 500 toneladas em 1987/88 para 194 500 toneladas em 2000/01, representando uma taxa média anual de crescimento de 9.9%. Noutros mercados relevantes, embora com menores volumes de importação do que os EUA, a taxa média anual de crescimento nas importações, no mesmo período, foi ainda maior: 27.7% no Japão, 18.7% em Portugal, 17.7 % no Reino Unido, 14.2% na Alemanha, 13.2% no Canadá, 10.2% em França (note-se que Portugal e França são importadores e não mercados não-tradicionais) e 9.6% na Austrália (Mili e Zúñiga, 2001). Segundo estes autores, o consumo de azeite continuará a aumentar nestes países, nos próximos anos.

O aumento de consumo de azeite, a nível mundial, reflecte bem o efeito das campanhas promocionais levadas a cabo pela União Europeia, através do Conselho Oleícola Internacional, associadas à difusão dos resultados da investigação científica sobre os benefícios do azeite para a saúde (Fialho, 2000). Os processos de globalização e regularização dos mercados, que foram induzidos pelas políticas de organizações internacionais como a União Europeia, o World Trade Organization e o Banco Mundial, geraram crescentes oportunidades ao sector alimentar, nomeadamente ao sector oleícola (Mili e Zúñiga, 2001). Com base neste panorama mundial, prevê-se que a evolução do consumo possa desenvolver-se a taxas superiores às da produção média, o que tem vindo a privilegiar o desenvolvimento da olivicultura, nas últimas décadas (Fialho, 2000).

III.1.4. SISTEMAS DE EXTRACÇÃO DE AZEITE

A extracção de azeite envolve diferentes processos, desde a lavagem da azeitona, à moenda, à batida e à extracção propriamente dita. Existem dois métodos de extracção distintos: o método tradicional de prensa hidráulica, usado durante séculos, e o método de centrifugação com extracção contínua que a indústria oleícola adoptou nas últimas décadas (Kapellakis et al., 2008). Do novo método de centrifugação existem ainda dois sistemas distintos: o sistema de centrifugação de três fases e o sistema de centrifugação de duas fases. O sistema de centrifugação de três fases, surgiu em substituição da

clássica prensa hidráulica na década de setenta e o moderno sistema de extracção de duas fases, em substituição deste último, surgiu na década de noventa.

O sistema de prensa hidráulica, embora obsoleto e menos eficiente, ainda é utilizado com expressão em muitos países, mas em Espanha a sua utilização é praticamente nula, sendo que mais de 90% dos lagares funcionam com o moderno sistema de duas fases (Roig et al., 2006). Esta substituição repentina não aconteceu nos outros países produtores de azeite, provavelmente devido às dificuldades de manuseamento acarretadas pelo novo resíduo produzido, às quais será feita referência adiante neste trabalho. Na Europa, além da Espanha, apenas a Croácia tem uma proporção do novo sistema de extracção de duas fases tão elevada (Figura 3.1.4).

O sistema de extracção contínua de três fases ainda é largamente utilizado em muitos países, como a Itália e a Grécia. Em Portugal, até aos anos oitenta, a extracção de azeite realizava-se com o tradicional sistema da prensa hidráulica, o qual tem vindo a ser gradualmente substituído pelas tecnologias de centrifugação (Baeta Hall et al., 2005). Na campanha de 1998/99, dos 902 lagares que laboraram em Portugal, 84% foram do tipo clássico (lagares de prensas) e os restantes 16% de tipo contínuo, de duas ou três fases, tendo sido estes últimos responsáveis por quase 60% da produção total de azeite no nosso país (Pinto, 2003).

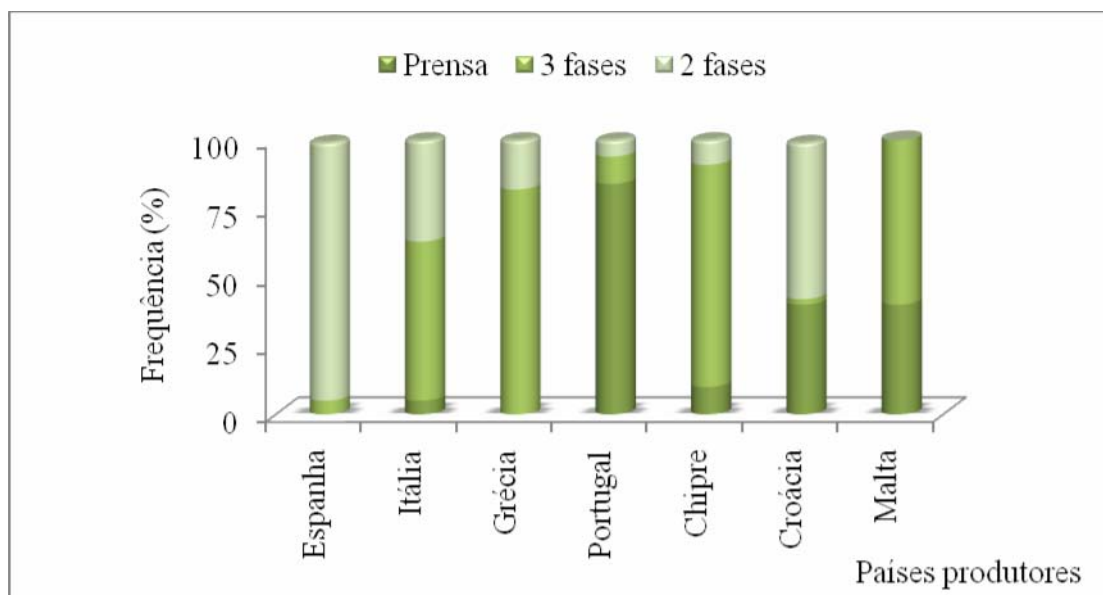


Figura 3.1.4 Tecnologias usadas pelos lagares europeus.

Fonte: IMPEL (2003)

III.1.4.1. SISTEMA DA PRENSA HIDRÁULICA

No sistema da prensa hidráulica, a azeitona depois de convenientemente lavada é moída e batida, obtendo-se uma pasta. Esta pasta é então transferida e submetida à acção de uma prensa que, através da pressão exercida, separa as diferentes fases. A fase líquida consiste numa mistura de azeite com a água residual e a fase sólida num bagaço de azeitona com 25 a 30% de humidade e 5 a 6% de gordura (García-Ortiz e Frias, 1995). A posterior separação das fracções líquidas, água e azeite, consegue-se através de uma centrifugação ou decantação ou ainda por combinação de ambas as técnicas. Obtém-se um resíduo sólido, bagaço seco, e um resíduo líquido, vulgarmente conhecido por água ruça.

III.1.4.2. SISTEMA DE CENTRIFUGAÇÃO CONTÍNUA DE TRÊS FASES

A introdução do sistema de centrifugação de três fases conduziu a uma significativa progressão da tecnologia de extracção de azeite e a uma importante modificação no conceito dos subprodutos obtidos, tanto em quantidade e características, como no seu posterior aproveitamento (García-Ortiz et al., 1993). A principal vantagem do sistema de centrifugação, em relação ao sistema de prensa, é o aumento da produtividade. O processo de extracção é contínuo, não havendo que transferir a pasta para os decantadores, o que acarreta menor custo de produção e permite completa automatização. O azeite assim obtido pode ter melhor qualidade (Roig et al., 2006). A área industrial necessária para a instalação deste sistema é menor, mas a sua instalação é mais dispendiosa e obriga a maiores consumos de água e energia (Roig et al., 2006), uma vez que a pasta tem de ser devidamente diluída em água quente antes de injectada nas centrífugas de eixo horizontal. As centrífugas, por diferença de densidade, separam de uma vez o azeite, o bagaço e a água residual, daí a designação de centrifugação contínua de três fases. Em relação aos subprodutos, este sistema gera quantidades superiores de água ruça, relativamente ao sistema de prensa. A fase sólida, bagaço seco, obtém-se com valores médios de 50% de humidade e 3% de gordura (García-Ortiz e Frias, 1995).

III.1.4.3. SISTEMA DE CENTRIFUGAÇÃO CONTÍNUA DE DUAS FASES

O sistema de centrifugação contínua de duas fases surgiu nos anos noventa, vinte anos depois do sistema de centrifugação de três fases, e foi impulsionado por políticas nacionais espanholas, beneficiando de fundos públicos para a sua implementação. O principal objectivo desta nova tecnologia foi a eliminação da água ruça gerada durante a extracção de azeite, o que se conseguiu com a introdução de centrífugas que, sem necessidade de adição de água, separam por um lado o azeite e, por outro, os resíduos. A diferença deste processo reside na quantidade de água adicionada à pasta, durante o processamento do azeite. Na realidade, no sistema de duas fases, apenas se adiciona água quando a pasta está muito seca e, a acontecer, é em pequenas quantidades, verificando-se uma grande economia no consumo água. Como não há adição de água à pasta, elimina-se a produção da água ruça, gerando-se um único resíduo que reúne os subprodutos sólidos (caroço, pele, polpa) e a água de vegetação das azeitonas, juntamente com alguma água adicionada à pasta e a água de lavagem. Consequentemente, este novo bagaço tem um teor de humidade de cerca de 70%, superior ao do anterior bagaço, pelo que vamos designá-lo por bagaço húmido.

Em relação ao sistema de três fases, este sistema tem a vantagem de economizar cerca de 85% de água, o que poderá ter uma importante repercussão nos países da área mediterrânica, onde este recurso é limitado (Roig et al., 2006). A instalação destes lagares requer ainda um investimento 25% mais baixo e, não havendo necessidade de adicionar água quente à pasta, o consumo de energia é cerca de 20% inferior ao sistema de três fases (Azbar et al., 2004). Perante estas características, este sistema foi chamado de sistema ecológico, mas como se verá adiante, a extracção de azeite através deste processo continua a representar um problema ambiental devido à dificuldade em eliminar e manusear as elevadas quantidades de bagaço húmido produzido.

III.1.5. PRODUÇÃO DE RESÍDUOS NOS DIFERENTES SISTEMAS DE EXTRACÇÃO

Atendendo a que, em média, apenas 21% do peso da azeitona corresponde a azeite, os restantes 79% consistem em água, casca, polpa e caroço (Oktay, 2006), o que inevitavelmente significa que a extracção de azeite gera enormes quantidades de resíduos. As proporções, quantidades e teor de humidade dos resíduos obtidos variam

substancialmente com a tecnologia utilizada para a extracção do azeite, conforme se pode observar na Tabela 3.1.3.

Assim, os lagares que laboram com o sistema de prensa hidráulica e o sistema de extracção de três fases geram dois tipos de resíduos: a água ruça e o bagaço seco. Este último é normalmente submetido a uma posterior extracção química do azeite residual gerando um novo resíduo, o bagaço seco extractado. A extracção do azeite residual ocorre em unidades industriais próprias para este fim, designadas por extractoras ou unidades de extracção. Nestas também se produz um efluente líquido que corresponde à água residual do processo de laboração, podendo chamar-se água ruça das extractoras. Por sua vez, o sistema de extracção de duas fases gera um único resíduo, o bagaço húmido. Este também pode ser submetido a uma extracção química para remoção do azeite residual, gerando-se um novo resíduo designado por bagaço húmido extractado.

Tabela 3.1.3 - Dados comparativos sobre os diferentes processos de extracção de azeite

Processo Produção	Entradas	Quantidade	Saídas	Quantidade (kg)
Prensas	Azeitona	1000 kg	Azeite	200
	Água lavagem	0.10 a 0.12 m ³	Água ruça	600
	Água pasta	0.4 a 0.6 m ³		
	Energia	40 a 63 kWh ⁻¹	Bagaço seco	400
Três fases	Azeitona	1000 kg	Azeite	200
	Água lavagem	0.10 a 0.12 m ³	Água ruça	1000 a 2000
	Água pasta	0.5 a 1 m ³		
	Energia	90 a 117 kWh ⁻¹	Bagaço seco	500-600
Duas fases	Azeitona	1000 kg	Azeite	200
	Água lavagem	0.10 a 0.12 m ³		
	Energia	<90 a 117 kWh ⁻¹	Bagaço húmido	800-950

Fonte: IMPROLIVE (2000)

III.1.5.1. TERMINOLOGIA

Perante a coexistência das diferentes tecnologias de extracção de azeite e posteriores extracções da gordura residual dos bagaços, não é difícil perceber que diversidade de resíduos gerados pelos lagares e extractoras pode ocasionar alguma confusão entre as suas diferentes designações. Ao longo da bibliografia consultada, constata-se que as designações atribuídas aos resíduos dos diferentes sistemas de extracção variam de país para país, não existindo uma terminologia normalizada para este efeito. Mesmo nos trabalhos publicados em inglês, a terminologia usada depende

do país de origem, o que pode dificultar a clara percepção da proveniência do resíduo e das suas características. Neste trabalho, estes resíduos serão designados da seguinte forma:

- Água Ruça – resíduo aquoso produzido nos sistemas prensa hidráulica e centrifugação de três fases;
- Água Residual – efluente resultante do sistema de extracção de duas fases;
- Bagaço Seco – resíduo sólido produzido nos sistemas de prensa hidráulica e centrifugação de três fases;
- Bagaço Seco Extractado – resíduo produzido nas unidades extractoras após extracção do azeite residual contido no bagaço seco;
- Bagaço Húmido – resíduo semisólido produzido no sistema de centrifugação de duas fases;
- Bagaço Húmido Extractado – resíduo sólido resultante da extracção de azeite residual do bagaço húmido;
- Bagaço Húmido Repassado – resíduo resultante de uma segunda centrifugação do bagaço húmido.

A Tabela 3.1.4 apresenta algumas das designações dos resíduos de lagares de azeite encontradas nos trabalhos publicados. Em Espanha o bagaço húmido é designado por *alperujo* ou *alpeorujo*, termos que resultam da combinação de *alpechin* (água ruça) e *orujo* (bagaço). Esta designação retrata de forma interessante a natureza do resíduo gerado pelo novo sistema de extracção de azeite: não deixa de ser a combinação dos dois resíduos dos sistemas anteriores.

Tabela 3.1.4 - Designações vulgarmente atribuídas aos resíduos de lagares de azeite

Termos	Descrição	Neste trabalho
Olive Husk/Olive Pit/ Olive Stone (En)	Caroço; corresponde ao bagaço seco do sistema de extracção contínua de três fases e prensa.	Bagaço seco
Orujo, orujo de tres fases (Sp) Pirina (Gr/Tk) Pomace (It) Grignons (Fr) Husks (It/Tu) Bagaço (Pt) OMW (olive mill waste)	Resíduo sólido dos sistemas de extracção contínua de três fases e prensa.	Bagaço seco
Orujillo (Sp)	Bagaço dos sistemas de prensa e três fases sujeito a uma extracção da gordura residual.	Bagaço seco extractado
Alpechin (Sp) Margine (Gr) Jamila (It) Água Ruça (Pt)	Resíduo líquido resultante dos sistemas de três fases e prensa.	Água Ruça
Alpechin – 2 Margine – 2 (Gr) Jamila – 2 (It)	Água ruça produzida nas extractoras de bagaço seco.	Água ruça das extractoras
Alperujo / Alperorujo (Sp) TPOMW (two phase olive mill waste) (En) Bagaço	Bagaço procedente do sistema de extracção de duas fases.	Bagaço húmido
DTPOMW (de-oiled olive mill waste) (En)	Bagaço húmido após extracção do azeite residual.	Bagaço húmido extractado

III.1.5.2. ÁGUA RUÇA E ÁGUA RESIDUAL

Comparando os diferentes sistemas de extracção de azeite (Tabela 3.1.3), verifica-se que o sistema de centrifugação contínua de três fases resulta na produção de uma elevada quantidade de água ruça, considerada de grande risco ambiental pelo seu carácter poluente. O sistema de centrifugação de três fases produz cerca de 100 L de água ruça por cada 100 kg de azeitona moída. No sistema de prensa hidráulica, para a mesma quantidade de azeitona, a produção de água ruça é cerca de 40 a 50 L, correspondente praticamente à água de vegetação das azeitonas, que representa 45 a 50% do peso do fruto (García-Ortíz et al., 1993). De facto, a elevada quantidade de produção de água ruça no sistema de centrifugação de três fases, e as consequentes dificuldades de eliminação desse efluente, tornou-se num problema ambiental em toda a região produtora de azeite (Prieto et al., 1997). Em 1993 estimava-se uma produção em Espanha de 2.0 a 4.0 milhões de m³ de águas ruças (González et al., 1993), com a Andaluzia a apresentar valores de próximos de 2.0 milhões de m³ deste resíduo, por

campanha (Prieto et al., 1997). A livre eliminação das águas ruças para cursos de água, dadas as suas características, tornou-se impraticável, pois o risco de contaminação e poluição eram iminentes.

Em 1982 foi proibida em Espanha a livre eliminação deste efluente, o que se foi verificando posteriormente em todos os países produtores. O seu armazenamento em tanques de evaporação tornou-se numa prática quase obrigatória, por não haver alternativa. Recentemente têm-se criado plantas de tratamento específico para este resíduo (Roig et al., 2006). Com a introdução da nova tecnologia de extracção, o sistema de extracção contínua de duas fases, conseguiu-se uma diminuição tanto quantitativa como qualitativa de águas residuais, pois o efluente resultante da extracção de azeite trata-se com maior facilidade (Ordóñez et al., 1999). Na tabela 3.1.5 apresentam-se as características da nova água residual, as quais divergem grandemente das águas ruças. Dos valores apresentados nesta tabela, destacam-se o volume produzido e o teor de matéria orgânica da água de lavagem do sistema de duas fases, ambos valores muito baixos, em relação aos dos sistemas de extracção precedentes. Esta água de lavagem não representa qualquer problema sério de contaminação, nem de eliminação, dado o seu escasso volume (García-Ortiz y Frias, 1995).

Tabela 3.1.5 - Principias propriedades das águas residuais produzidas nos lagares de extracção contínua

Parâmetro	Água ruça (sistema de três fases)	Água de lavagem (sistema de duas fases)
Produção (kg/kg azeitona)	1.20	0.20
Humidade (%)	90.0	99.3
pH	5.07	5.9
Matéria Orgânica (mg L ⁻¹)	29 260.0	140.0
Matéria Inorg. Total (mg L ⁻¹)	271.0	10.0
Gordura (%)	0.45	0.04
Açúcares R. (%)	2.8	-
Polifenóis (mgL ⁻¹)	10 000	2 500
CQO	80 000	10 000

Fonte: García-Ortiz e Frias (1995)

Os resultados de um trabalho publicado por Prieto et al. (1997) evidenciam a inocuidade da água residual procedente de lagares com sistema de extracção de duas fases. Os autores compararam a utilização, como rega localizada, de resíduos líquidos procedentes de lagares de duas fases (água de lavagem) e de lagares de três fases (água ruça), sujeitando ambos os resíduos à mesma diluição (20%) e comparando-os com a

aplicação de água sem resíduos. Os resultados indicaram que a rega com a dissolução do resíduo procedente do lagar de duas fases teve um comportamento similar à rega com água normal, com um certo aumento da produção e ligeiros aumentos dos níveis de fósforo e potássio do solo e, em menor medida, da matéria orgânica. A aplicação da solução com o resíduo do lagar de três fases provocou atraso na germinação e na emergência da cultura, assim como uma menor produção de matéria verde. Os níveis de fósforo e, sobretudo, de potássio no solo aumentaram. A concentração utilizada, desta última solução, provocou ainda a obstrução dos emissores do sistema de rega usados.

III.1.5.3. BAGAÇO SECO E BAGAÇO HÚMIDO

O bagaço seco, resíduo sólido produzido nos sistemas de prensa e de centrifugação de três fases, como contém um teor de gordura residual considerável, constitui a matéria-prima de outras indústrias onde, por acção de solventes químicos, se extrai essa gordura, obtendo-se o óleo de bagaço de azeitona. O resíduo destas unidades extractoras é chamado de bagaço extractado (orujiillo, em Espanha). Este bagaço extractado pode ser posteriormente aproveitado como combustível ou para alimentação animal (García-Ortiz e Frias, 1995). Contudo, o bagaço obtido a partir da tecnologia de duas fases, o bagaço húmido, como se referiu, retém toda a água de vegetação do fruto, apresentando humidade média de 55 a 70% (Tabela 3.1.6), valor bastante superior ao do bagaço procedente do sistema de três fases e daquele procedente do sistema de prensas, o que dificulta o posterior processo de extracção de óleo de bagaço.

Tabela 3.1.6 - Teores de humidade e gordura dos bagaços produzidos pelos diferentes sistemas de extracção de azeite

Características	Prensa hidráulica	Centrifugação de três fases	Centrifugação de duas fases
Humidade (%)	25-27	48-52	55-70
Gordura (% ms)	8	6	6

Fonte: García-Ortiz y Frias (1995)

No sistema de duas fases, verifica-se ainda um aumento de produção de bagaço húmido em cerca de 50% em relação ao sistema de três fases (García-Ortiz e Frias, 1995), devido ao aumento do teor de água (que no sistema anterior seria constituinte da

água ruça). Por cada 1000 kg de azeitona processada no sistema de duas fases, geram-se cerca de 800 kg de bagaço húmido, conforme se pode observar na Tabela 3.1.7.

Tabela 3.1.7 - Produção de resíduos nos sistemas de extracção contínua

Processo de Produção (1000 kg azeitona)	Água residual (m³)	Resíduo sólido (kg)
Três fases	1 a 1.6	550
Duas fases	0.2	800

Fonte: Albuquerque et al. (2004)

III.1.6. CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

As características químicas e biológicas dos resíduos de lagares de azeite estão submetidas a um elevado grau de aleatoriedade devido às condições edafo-climáticas e de cultivo que afectam a árvore, à época de recolha da azeitona, à variedade cultivada e, fundamentalmente, devido ao processo mecânico utilizado na obtenção do azeite (García-Ortiz et al., 1993; Sierra et al., 2001).

III.1.6.1. ÁGUA RUÇA

De uma forma geral, a água ruça é um efluente composto por substâncias em suspensão como pequenas quantidades de tecidos moles da polpa da azeitona, fragmentos do caroço, fragmentos de folhas, restos de bagaço, sujidade aderida às azeitonas (Godoy Pallarés, 1997). Consiste num líquido turbido, de cheiro muito desagradável, que inclui gordura emulsionada, é facilmente fermentável e possui um elevado conteúdo em matéria orgânica (Sierra et al., 2001); caracteriza-se como sendo de cor escura, devido a um colorante chamado oleocianina, e por possuir um elevado poder contaminante devido à elevada relação CQO/BOD (Caputo et al., 2003).

Em média, as águas ruças são constituídas por 83 a 96% de água, 3.5 a 15.0% de compostos orgânicos e 0.5 a 2% de sais minerais. A matéria orgânica, por sua vez, é composta por gordura (1-14%), polissacarídeos (13-53%), proteínas (8-16%) ácidos orgânicos (3-10%), polialcoóis (3-10%) e polifenóis (2-15%). De todos os

componentes, os polifenóis são os mais pertinentes devido às suas propriedades tóxicas e à sua lenta taxa de degradação (El-Shafey et al., 2005).

A azeitona é um fruto muito rico em compostos fenólicos, mas apenas 2% do conteúdo fenólico total passa para a fase de azeite, perdendo-se a restante fracção para a água ruça (aproximadamente 53%) e bagaço (aproximadamente 45%) (De Marco et al., 2007). Este elevado conteúdo em polifenóis, assim como o elevado conteúdo em ácidos gordos, conferem um carácter fitotóxico à água ruça, o qual inibe a acção dos microorganismos, dificultando a sua degradação (Pardini e Gispert, 1996; Garcia-Ortíz et al., 1993). Outras características químicas relevantes das águas ruças são os seus elevados valores de COD (60 000-185 000 mg L⁻¹) e BOD (14 000-75 000 mg L⁻¹), bem como o seu elevado conteúdo em potássio (Rinaldi et al., 2003). A sua carga orgânica varia entre 80 e 200 g dm⁻³, dependendo do tipo de extracção utilizado (Cañizares et al., 2007). Os seus valores de pH e condutividade eléctrica conferem-lhe características ácidas e salinas, respectivamente (Godoy Pallarés, 1997).

III.1.6.2. BAGAÇO SECO

Este resíduo apresenta, em média, uma humidade de 29%. Com base no seu peso seco, é constituído por cerca de 15 % de gordura, 6% de proteínas, 16% de hidratos de carbono totais, 63% de fibras. O seu valor calorífico ronda os 15 771.68 kJ kg⁻¹ (Oktay, 2006). A Tabela 3.1.8 apresenta alguns valores relativos à composição média deste resíduo. O bagaço seco é um resíduo de natureza lenhino-celulósica e recalcitrante à biodegradação. Como se pode observar, apresenta uma elevada razão C/N, um escasso conteúdo em nutrientes e um teor de matéria orgânica escassamente humificada (Nogales, 1997). A presença de compostos fenólicos confere-lhe uma elevada fitotoxicidade (De Marco et al., 2007).

Tabela 3.1.8 - Composição média do bagaço-seco

Parâmetro	Valor
C (g kg ⁻¹)	462
N (g kg ⁻¹)	11
P (g kg ⁻¹)	1.0
K (g kg ⁻¹)	6.5
Celulose (g kg ⁻¹)	266
Lenhina (g kg ⁻¹)	294
Ácidos húmicos (g kg ⁻¹)	19

Fonte: Nogales et al. (1997)

III.1.6.3. BAGAÇO HÚMIDO

O bagaço húmido caracteriza-se como sendo semisólido, húmido, ácido e poluente, rico em matéria orgânica e lenhina, abundante em hidratos de carbono solúveis em água e com consideráveis teores de azoto e potássio (Cegarra et al., 2000). De facto, 60 a 70% deste resíduo corresponde a água, enquanto a restante massa corresponde a lenhina (13-15%), celulose e hemicelulose (18-20%), azeite residual retido na polpa (2.5-3%) e sólidos minerais (2.5%). Entre outros componentes orgânicos, os principais constituintes são, açucares (3%), ácidos gordos voláteis (C2-C7) (1%), poli-alcoóis (0.2%), proteínas (1.5%), polifenóis (0.2%) e outros pigmentos (0.5%) (Borja et al., 2005). Como o bagaço húmido, de uma forma grosseira, não é mais do que a combinação da água ruça e do bagaço seco, resultantes dos sistemas de três fases e de prensa, carrega todos os aspectos poluentes anteriormente descritos para esses dois resíduos. Comparado com o bagaço seco, apresenta um teor de humidade muito superior e contém os teores de polifenóis e polissacarídeos hidrossolúveis que, anteriormente, surgiam nas águas ruças. Na Tabela 3.19 apresentam-se as características deste resíduo sujeito a diferentes técnicas de processamento.

Tabela 3.1.9 - Parâmetros do bagaço húmido sujeito a diferentes processamentos

Parâmetros	Bagaço húmido	Bagaço húmido descaroçado	Bagaço húmido descaroçado e repassado	Bagaço húmido seco
pH	5.3-5.8	4.87	5.00	5.80
Cinza*	7.10-7.46	7.65	9.12	—
Lípidos*	4.34	7.18	6.38	12.48
Proteínas*	13.6-14.8	9.44	8.65	15.96
Açúcares*	1.30-2.31	1.48	1.21	1.87
Taninos*	1.25-2.70	2.18	2.61	1.33
Azoto*	2.48-3.16	2.10	1.96	3.08

Fonte: Azbar et al. (2004); * % ms

Ranalli et al. (1995) compararam o desempenho de decantadores de duas e três fases, revelando que o primeiro sistema frequentemente produziu bagaço húmido com elevados teores de humidade (55-60%), caracterizando-se por valores percentualmente superiores de gordura, relação polpa/caroço, COD e turbidez, além da produção de um volume superior, em relação aos decantadores de três fases. Do ponto de vista agronómico, apresenta-se uma caracterização do bagaço húmido, resultante do trabalho de Albuquerque et al. (2004). Estes investigadores analisaram um conjunto de parâmetros químicos de vinte amostras de bagaço húmido, procedentes de onze lagares com sistemas de produção contínua de duas fases, localizados em diferentes zonas de Espanha, durante três campanhas sucessivas.

Os resultados obtidos por Albuquerque et al. (2004) permitiram caracterizar o bagaço húmido como um resíduo ácido, extremamente húmido (valor médio superior a 56%), rico em potássio e pobre em fósforo, cálcio e magnésio, contendo um valor intermédio de azoto, maioritariamente orgânico. Dos micronutrientes, o que se apresentou em maiores quantidades foi o ferro. Excepto no caso do potássio, todos os macros e micronutrientes apresentaram valores inferiores aos dos estrumes e da maior parte de outros correctivos orgânicos. O valor de matéria orgânica encontrado neste resíduo revelou-se muito superior a estes últimos. Os resultados revelaram ainda que os principais componentes orgânicos são lenhina, hemicelulose e celulose. Gordura, hidratos de carbono hidrossolúveis e proteínas constituem outros componentes orgânicos importantes, como se pode observar na Tabela 3.1.10. Finalmente, uma pequena, mas significativa fracção de substâncias fenólicas hidrossolúveis foi detectada,

a qual, em conjunto com a fracção lípidica, poderá estar relacionada com o carácter fitotóxico e anti-microbiano, correntemente atribuído aos resíduos resultantes da extracção de azeite (Albuquerque et al., 2004).

Observando a Tabela 3.1.10, verifica-se que quer a matéria orgânica (MOT), quer o carbono orgânico total (COT) do bagaço húmido apresentam um coeficiente de variação baixo. O valor médio do teor de MOT do bagaço húmido (932.6 g kg⁻¹) revelou-se muito superior aos valores médios do teor de MOT das águas ruças e das lamas de águas ruças (64.60 e 71.06%, respectivamente) apresentado no trabalho de Paredes et al. (1999). Verifica-se ainda que os principais constituintes orgânicos do bagaço húmido são a lenhina, hemicelulose e celulose, que representam cerca de 46, 38 e 21%, da matéria orgânica total, respectivamente. Outros componentes da matéria orgânica são as gorduras (cerca de 13%), hidratos de carbono hidrossolúveis (10%) e proteínas (cerca de 8%).

Tabela 3.1.10 - Carbono orgânico total, matéria orgânica total e principais componentes da fracção orgânica de bagaço duas fases natural

Parâmetros (g kg ⁻¹)	Média	Range	CV (%)
COT	519.8	495.0-539.2	2.8
MOT	932.6	848.9-976.0	3.1
Lenhina	426.3 (45.8)*	323.0-556.5	16.0
Hemicelulose	350.8 (37.7)	273.0-415.8	12.7
Celulose	193.6 (20.8)	140.2-249.0	14.8
Gorduras	121.0 (13.0)	77.5-194.6	28.9
Proteínas	71.5 (7.7)	43.8-115.0	24.5
H-Carbono sol. água	95.8 (10.1)	12.9-164.0	50.0
Fenóis sol. água	14.2 (1.5)	6.2-23.9	41.0

CV - coeficiente de variação; COT – carbono orgânico total; MOT – matéria orgânica total *Os valores entre parêntesis representam as percentagens em relação ao conteúdo de matéria orgânica total

Fonte: Albuquerque et al. (2004).

III.1.6.4. BAGAÇO HÚMIDO EXTRACTADO

Como se referiu anteriormente, o bagaço húmido contém um teor significativo de gordura, pelo que, apesar do seu elevado teor de humidade e da sua concentração em açúcares, aspectos que dificultam a secagem a que o bagaço húmido tem de ser submetido antes da extracção da gordura residual, esta é uma forma de reutilização

comum deste resíduo. Assim, o bagaço húmido extractado corresponde ao resíduo produzido após a extracção da gordura residual do bagaço húmido.

O bagaço húmido extractado apresenta uma consistência semelhante à do bagaço seco, uma vez que os seus teores de humidade e gordura são semelhantes. Da sua composição química, apresentada por Sampedro et al. (2007), destaca-se o teor de carbono orgânico total, 58.57%, valor ligeiramente superior àquele apresentado anteriormente para o bagaço seco por Nogales et al. (1997). Contudo, como se referiu anteriormente, as características dos resíduos de lagares de azeite dependem de um vasto conjunto de factores culturais, podendo apresentar grande variabilidade entre amostras. Sampedro et al. (2007) apresentam ainda as seguintes características da amostra de bagaço húmido extractado usada no seu ensaio: lenhina, 24.7%; celulose, 18%; hemicelulose, 11.4%; fenóis totais, 2.65%, lípidos totais, 0.2%.

III.1.7. PROCESSOS DE ELIMINAÇÃO, TRATAMENTO E VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

A rápida expansão agro-industrial, verificada durante as últimas décadas, conduziu a um elevado aumento da produção de resíduos orgânicos. Paralelamente, consolidou-se uma forte sensibilidade em relação ao meio ambiente e as normas para a sua protecção vão sendo cada vez mais estritas e rigorosas. Os temas ambientais em geral, como o impacte negativo gerado pelas águas residuais, passaram a representar um custo para a indústria e a constituir um factor importante da gestão empresarial (Venganzones et al., 1997). A eliminação dos resíduos dos lagares não foi excepção, constituindo um problema sério em toda a região de olival. Estes resíduos são dos mais temidos nos países produtores de azeite (Godoy Pallarés, 1997). A sua livre eliminação é, desde há alguns anos, proibida por lei em quase todos os países produtores de azeite. A legislação em vigor obriga a tratamentos, destes resíduos, antes da sua disposição em campo ou da sua utilização na actividade agrícola. Contudo, devido às elevadas quantidades produzidas em cada campanha, as soluções de tratamentos não são facilmente praticáveis.

Além dos problemas relacionados com a quantidade e “qualidade” dos resíduos de lagares de azeite, referidos anteriormente, apontam-se ainda alguns aspectos específicos

da indústria de azeite que contribuem para a dificuldade de tratamento para eliminação destes resíduos. O principal destes aspectos, prende-se com a sua produção sazonal, que tipicamente ocorre de Dezembro a Fevereiro, concentrando em escassos meses a produção de elevadas toneladas de um resíduo altamente poluente. Outros aspectos da actividade que agravam grandemente as possibilidades de tratamento para eliminação deste resíduo são a reduzida dimensão de muitos dos lagares, com uma produção diária de 10 a 100 m³, e a dispersão destes ao longo de grandes áreas (Arjona et al., 1999). Neste sentido, torna-se cada vez mais importante o desenvolvimento de sistemas otimizados para o tratamento destes resíduos, cuja solução tem de ser encontrada após a ponderação de um complexo conjunto de factores. Entre estes factores, o mais determinante será o processo de extracção utilizado, do qual resultam resíduos específicos, mas a capacidade de armazenar e manusear esses resíduos, assim como o volume de produção dos mesmos, a área disponível para o seu tratamento (Azbar et al., 2004) e a viabilidade económica do investimento, são outros aspectos a considerar quando se pretende encontrar a solução óptima para uma eliminação segura dos subprodutos destas indústrias.

Os métodos de tratamento existentes, actualmente, podem ser divididos em duas grandes categorias: métodos correntemente empregues e métodos mais inovadores. Apesar dos métodos inovadores (bioremediação, destilação, ozonização, electrólise, processos de membrana, entre outros) parecerem alternativas promissoras e atractivas, um conjunto de entraves ainda os mantêm longe de uma utilização generalizada na indústria oleícola. São tecnologias que implicam elevados custos de operacionalidade, requerem técnicos especializados e requerem elevados custos de investimento (Sampedro et al., 2007).

III.1.7.1. ÁGUAS RUÇAS

Como se viu anteriormente, muitos países continuam a utilizar o sistema contínuo de centrifugação de três fases, e mesmo a prensa hidráulica, como técnicas de extracção de azeite. A água ruça continua, assim, a ser produzida em grande escala em muitos países e a representar um resíduo de difícil eliminação. Este aspecto justifica a extensa investigação sobre o tratamento deste efluente, tendo sido levantadas diversas hipóteses para o seu tratamento e valorização, nos últimos anos. Encontram-se numerosos

trabalhos publicados e existe actualmente uma vasta gama de tratamentos para reduzir os efeitos poluentes deste resíduo e para a sua transformação em produtos válidos (Cegarra et al., 1996). Os tratamentos da água ruça correspondem, de uma forma grosseira, à remoção da matéria orgânica da fase líquida, através de diferentes técnicas. Nos últimos anos foram utilizados diferentes métodos de tratamento das águas ruças, uns através de processos físico-químicos, outros, de processos biológicos, ou ainda combinação de ambos. Os métodos físico-químicos baseiam-se no tratamento das águas ruças com coagulantes, floculantes, criogénese, ultrafiltração, osmose inversa, concentração térmica e lagoas de evaporação. Os métodos biológicos baseiam-se na biorremediação, digestão anaeróbia e compostagem.

Como já foi referido, o carácter poluente das águas ruças deve-se à presença de compostos orgânicos que lhes conferem características fitotóxicas. Mas, este efluente também contém produtos que podem ser válidos em diversas áreas, desde que convenientemente aproveitados. É o caso do seu elevado teor em matéria orgânica e de um conjunto de nutrientes (especialmente potássio) que poderão ser reciclados como potenciais fertilizantes agrícolas (Roig et al., 2006). Os especialistas são unânimes em defender que qualquer solução de tratamento, e posterior disposição, de águas ruças não deverá considerar apenas os aspectos ambientais, mas também o potencial económico das substâncias com valor que contêm (Ramos-Cormenzana et al., 1995), indo ao encontro de uma filosofia de reutilização dos produtos residuais, cada vez mais importante nas sociedades de consumo.

Na realidade, nem todos os efeitos das águas ruças são adversos, destacando-se mesmo alguns muito benéficos, além do seu potencial como fertilizante agrícola. Por exemplo, as águas ruças contêm substâncias que podem estimular a população bacteriana do solo, responsável pela fixação do azoto, cuja segregação extra-celular contribui para a estabilidade dos agregados do solo, logo pode melhorar a sua estrutura e a sua capacidade de retenção de água (Balis e Flouri, 1996). Outros componentes destes resíduos podem suprimir fungos patogénicos do solo, como *Pythium*, *Phytophthora spp.* Outros podem ainda ser usados como substratos em processos biotecnológicos para a produção de metabólitos com valor comercial (Ramos-Cormenzana et al., 1995).

Neste âmbito, têm sido sugeridas diversas formas de valorização das águas ruças, das quais Ramos-Cormenzana et al. (1995) destacam as mais relevantes: o seu uso como fertilizante – após tratamento ou aplicado directamente no solo, sob condições muito vigiadas; o seu uso na alimentação animal e na indústria alimentar; a sua utilização como meio de crescimento para algas; a produção de substâncias bio-poliméricas (polissacarídeos e plásticos bio-degradáveis); o seu uso na produção de bio-energia e o emprego das águas ruças como fonte para bio-fármacos. De seguida, abordam-se alguns dos processos de tratamento e valorização propostos para as águas ruças.

III.1.7.1.1. TANQUES DE EVAPORAÇÃO NATURAL

A evaporação em tanques abertos representa, na prática, o método mais comum de tratamento das águas ruças, devido ao baixo investimento. Gonzalez et al. (1993) referiam que dos 2 a 4 milhões m³ de água ruça, obtidos anualmente em Espanha, a maior parte se eliminava através de tanques de armazenamento para evaporação.

Desta evaporação resulta uma lama, a qual é maioritariamente disposta em aterros, mas que pode ser aproveitada na agricultura como fertilizante ou como combustível (Roig et al., 2006). Os estudos sobre revalorização desta lama apontam, preferencialmente, para a sua compostagem e posterior utilização na agricultura como fertilizante orgânico. Paredes et al. (2002), por exemplo, estudaram a compostagem desta lama com palha de milho e resíduos de algodão, com vista à sua utilização como fertilizante, concluindo que esta pode ser uma alternativa interessante para o destino final das lamas resultantes dos tanques de evaporação de águas ruças. Vitolo et al. (1999) propuseram a preparação de fuel a partir da lama de águas ruças, juntamente com bagaço seco.

A construção de tanques de evaporação, contudo, não se apresenta como uma prática integralmente viável, principalmente devido aos riscos de infiltração no solo, caso não exista um isolamento perfeito, assim como à escassez de terrenos para a sua construção. A má evaporação, uma vez que a produção das águas ruças coincide com o Inverno, é apontada como outro grande inconveniente desta forma de tratamento. Mas a produção de maus odores devido à decomposição do resíduo, o escasso ou nulo aproveitamento do resíduo seco (Vengazonas et al., 1997) e a proliferação de insectos

são ainda problemas acarretados com este sistema de tratamento, dificultando a instalação dos tanques de evaporação.

Em relação aos riscos de infiltração, faz-se referência ao trabalho apresentado por Sierra et al. (2001) que visou avaliar a influência da disposição descontrolada de águas ruças para evaporação, durante dez anos, sobre um solo. Após o encerramento do aterro, o sedimento residual sólido foi removido da superfície do solo. Dois anos depois, os investigadores analisaram aspectos morfológicos e parâmetros químicos do perfil do solo da zona afectada, comparando-os com os mesmos parâmetros de um solo controlo, localizado próximo do aterro, e determinaram os níveis de contaminação residual. Os resultados revelaram que a infiltração das águas ruças, no solo, causou a dissolução e redistribuição de carbonatos e modificações nos valores de pH, condutividade eléctrica, conteúdo em nutrientes, componentes fenólicos e actividade biológica dos horizontes. Segundo os autores, a remoção do sedimento residual, assim como a consequente lixiviação natural e a actividade biológica, terão conduzido a uma diminuição da condutividade eléctrica e dos componentes fenólicos, apesar de os níveis residuais ainda serem importantes, dois anos após o encerramento do aterro.

III.1.7.1.2. APROVEITAMENTO COMO FERTILIZANTE (APLICAÇÃO DIRECTA)

Uma das formas de aproveitamento das águas ruças pode ser a sua aplicação directa no solo, dado o seu elevado conteúdo em matéria orgânica, fósforo, potássio e magnésio (Gonzales et al., 1993; Godoy Pallarés, 1997; García-Ortiz et al., 1993), que são características que lhe conferem qualidades fertilizantes. Ao contrário dos efluentes domésticos, as águas ruças não contêm aditivos, são isentas de vírus e bactérias patogénicas e, em geral, de contaminantes minerais e orgânicos (Prieto et al., 1997). Muitos foram os autores que experimentaram o emprego directo das águas ruças como fertilizante (Prieto et al., 1997; Gonzalez et al., 1993; Garcia-Ortíz, et al., 1993; Pardini e Gispert, 1996; Monpezat e Denis, 1999; Paredes et al., 1999), avaliando o efeito destas aplicações sobre as propriedades do solo e o desenvolvimento das culturas. Para estes investigadores, uma aplicação controlada deste resíduo no solo foi considerada viável, apesar do seu possível valor contaminante e fitotóxico.

A quantidade máxima de aplicação directa de águas ruças está legislada em quase todos os países produtores. A quantidade máxima de aplicação anual, permitida em Itália (Lei No. 574, 1996), por exemplo, é de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o sistema de centrifugação e de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para o sistema de prensa. Na Catalunha (Espanha) é permitida uma aplicação anual de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Noutros países, como Portugal, são permitidas doses de aplicação que variam de 30 a $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ano. Nestas condições, as águas ruças são consideradas como um fertilizante natural, o qual, mediante aplicação apropriada não representa qualquer perigo para as culturas e pode ser disposto nos solos sem provocar qualquer dano ambiental (Saadi et al., 2007). Por outro lado, quando são usados volumes de águas ruças inferiores a $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ por ano, pensa-se que o solo poderá funcionar como um bio-filtro para tratamento das águas residuais (Azbar, 2004).

Rinaldi et al. (2003) aplicaram águas ruças sem qualquer pré-tratamento em searas de trigo, nas doses máximas permitidas legalmente ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) ao longo de três anos, durante a fase vegetativa da planta. Observaram algumas necroses nas folhas e um ligeiro atraso no afilhamento, mas as plantas revelaram capacidade de recuperação e após a colheita, não registaram diferenças significativas de produção de grão, entre o trigo tratado com água ruça e o trigo não tratado. Estes resultados permitiram concluir que a cultura de trigo tolera a aplicação de água ruça durante o período de desenvolvimento inicial. Contudo, os autores sublinham que a aplicação deverá ser feita uniformemente, quando a planta apresentar entre 3 e 5 folhas, que a quantidade máxima de aplicação permitida por lei deve ser respeitada e não recomendam a utilização de águas ruças muito concentradas.

Apesar de os valores aplicação de águas ruças nos solos estarem regulados, na prática, são usadas doses muito superiores pelos agricultores, atingindo nalguns casos aplicações de $360 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. No entanto, dos diversos ensaios realizados para avaliar o impacto sobre o comportamento das culturas provocado pela aplicação de volumes de água ruça superiores às permitidas, percebe-se esta atitude. Os ensaios que incidiram sobre o impacto a nível do desenvolvimento cultural e da produção das culturas, permitiram concluir que, de uma forma global, aplicações até $320 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ promovem um aumento de produção, apesar do menor desenvolvimento inicial das culturas, para as doses de aplicação mais elevadas (Saadi et al., 2007).

Veja-se o ensaio realizado por Sierra et al. (2007). Estes investigadores conduziram um ensaio para estudar os efeitos no solo da aplicação crescente (30, 180 e 360 m³ ha⁻¹) de água ruça sujeita a um simples tratamento com cal. Inicialmente, as parcelas tratadas revelaram um aumento considerável de pH (igual a 8 na parcela controlo), que foi proporcional à dose de resíduo aplicado e significativamente diferente do controlo. Mas, dois meses após os tratamentos, o pH dos solos tratados recuperou o valor inicial. A condutividade eléctrica também aumentou com o aumento das doses de aplicação de água ruça. A dose máxima quase que duplicou o valor da salinidade da parcela controlo, a qual, segundo os autores, poderá afectar negativamente as culturas mais sensíveis. Mas, à semelhança do valor do pH, o valor da condutividade também diminuiu ao longo do período de ensaio. Em relação à matéria orgânica, a fertilização com água ruça aumentou o valor deste parâmetro, embora este aumento apenas tenha significado no período inicial do ensaio, com as duas doses mais elevadas, observando-se um comportamento paralelo para o azoto total. De uma forma geral, os autores constataram que as doses crescentes de águas ruças aplicadas promoveram notavelmente a fertilidade do solo. Contudo, a aplicação da dose mais elevada conduziu a uma imobilização temporária do azoto, assim como ao aumento da salinidade e da concentração em compostos fenólicos, fenómenos que podem afectar negativamente a produtividade. Assim, os investigadores recomendam que, apesar dos resultados favoráveis obtidos sobre a fertilidade do solo, não se deverão aplicar doses superiores a 180 m³ ha⁻¹, por ano.

Mas, na bibliografia consultada, encontraram-se outros valores sobre as quantidades de águas ruças aplicadas em ensaios de fertilização. García-Ortiz et al. (1993) apresentam a dose de aplicação máxima, no solo, de 1 000 m³ ha⁻¹ de águas ruças por ano. Segundo estes investigadores, aplicações até este valor não terão acarretado resultados indesejáveis para a cultura instalada (milho), uma vez que a emergência das plantas foi bastante satisfatória ao longo dos cinco anos do ensaio (entre 84 e 89%), não se verificando diferenças significativas entre os tratamentos (sem fertilizante, adubo mineral e três doses diferentes de água ruça: 100, 200 e 300 L m⁻²). Em relação à produção, os autores observaram uma marcada diferença entre a parcela testemunha (sem fertilizante) e os restantes tratamentos. As parcelas tratadas com fertilizante mineral ou com qualquer uma das doses de água ruça duplicaram a produção

em relação à parcela testemunha. De todas as parcelas tratadas, a que apresentou uma produção média inferior foi a correspondente ao tratamento com adubo mineral e a maior produção média foi a correspondente às parcelas tratadas com a dose intermédia de água ruças. Embora as diferenças obtidas não tenham sido estatisticamente significativas, os investigadores consideram que a rega com águas ruças, nesta concentração, equivale a uma rega com uma solução fertilizante, algo salina e desequilibrada, mas muito rica em potássio e matéria orgânica e com uma fitotoxicidade temporal característica (García-Ortiz et al., 1993). Contudo, Azbar et al. (2004) referem ensaios realizados com a aplicação directa $1\ 000\ \text{m}^3\ \text{ha}^{-1}\ \text{ano}^{-1}$ de águas ruças, em solos calcários, tendo-se registado efeitos indesejáveis para os mesmos, como o aumento da mobilidade de metais pesados e lixiviação do sódio e nitratos para maiores profundidades do solo.

Cabrera et al. (1996) realizaram um ensaio com lisímetros cheios com dois solos calcários argilosos. Os resultados revelaram que uma camada de solo com 2 m de espessura removeu praticamente por completo os componentes orgânicos e inorgânicos de águas ruças, aplicadas entre $5\ 000$ e $10\ 000\ \text{m}^3\ \text{ha}^{-1}\ \text{ano}^{-1}$. Esta eficiência manteve-se durante os dois anos de ensaio. Paralelamente realizaram um ensaio de campo. A aplicação sucessiva, durante três anos, de doses até $6\ 000\ \text{m}^3\ \text{ha}^{-1}$ provocou alterações significativas, especialmente nos 50 cm superficiais do solo. Assim, a fertilidade dos solos melhorou, na medida em que as concentrações de matéria orgânica, azoto total, azoto nítrico solúvel e fósforo disponível aumentaram significativamente, mas a condutividade eléctrica do solo e a adsorção de sódio também aumentaram, apesar de não atingirem os níveis de perigo de salinização ou sodização do solo.

Os trabalhos apresentados anteriormente permitem perceber que a aplicação directa de águas ruças nos solos, para as diferentes doses usadas, conduziu a aumentos da produção das culturas e a aumentos de parâmetros relacionados com a fertilidade do solo, como o teor de matéria orgânica, por exemplo, mas causou também efeitos desfavoráveis no solo, o que levou alguns investigadores a recomendar determinados limites máximos de aplicação directa destes resíduos.

Outro aspecto pertinente, em relação à aplicação directa das águas ruças, prende-se com a sua heterogeneidade. Este resíduo é um produto natural, processado a partir de

um material heterogéneo e sujeito a condições muito variáveis. Assim, as suas características podem variar consideravelmente. Paredes et al. (1999) analisaram dez amostras de água ruça, provenientes de diferentes lagares e dez amostras de lama, provenientes de diferentes tanques de evaporação de águas ruças. Ambos os tipos de resíduo revelaram notáveis conteúdos em matéria orgânica e quantidades substanciais de nutrientes para as plantas, relativamente aos valores de estrumes e resíduos urbanos. Contudo, a grande variabilidade verificada na maior parte dos parâmetros determinados, quer nas águas ruças, quer nas lamas, levaram os autores a recomendar que estes resíduos deverão ser perfeitamente caracterizados antes de serem utilizados com fim agrícola.

III.1.7.1.3. TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS

Os tratamentos físico-químicos das águas ruças consistem na adição de substâncias químicas específicas que produzem adsorção, coagulação, floculação, precipitação ou destruição dos compostos orgânicos dissolvidos, contribuindo para a redução do seu carácter poluente. Um tratamento físico-químico frequentemente experimentado nas águas ruças consiste na adição de hidróxido de cálcio. Roig et al. (2006) referem o trabalho de Tsonis et al. (1989) que adicionaram hidróxido de cálcio e sulfato de alumínio às águas ruças a tratar até estas atingirem pH 11, reduzindo a carência química de oxigénio em 20 a 30%, relativamente aos valores iniciais. Referem um trabalho posterior (Aktas et al., 2001) em que se avaliou o impacto de um pré-tratamento com cal sobre 17 amostras diferentes de águas ruças, resultando na diminuição de 41.5 a 46.2% da carência química de oxigénio. Perante estes resultados, o tratamento das águas ruças com hidróxido de cálcio apresenta-se como uma solução viável, ao que se acrescenta o facto de este material ser relativamente barato e disponível. Contudo, segundo Roig et al. (2006), esta técnica apresenta algumas desvantagens, como sendo o aumento do pH e a dureza do resíduo. A necessidade de elevadas dosagens também é um inconveniente, pois gera excessivos volumes de lamas. Por último, a necessidade de associação a processos de floculação para aumentar a eficiência do tratamento, é, para estes autores, mais uma desvantagem deste processo.

Confrontados com a eficiência limitada do tratamento de águas ruças com hidróxido de cálcio, El-Shafey et al. (2005) experimentaram um processo integrado para

o tratamento das mesmas. Este tratamento integrado incluiu, primeiramente, a precipitação dos fenóis e outros compostos orgânicos, através da adição de hidróxido de cálcio; seguiu-se a separação dos sólidos, usando uma tecnologia com filtro de membrana sob pressão; por último, o filtrado foi sujeito a um pós-tratamento, usando a adsorção em carbono activado para remoção dos fenóis e outros compostos orgânicos residuais.

Os resultados obtidos por El-Shafey et al. (2005) revelaram que a adição de 40 kg de Ca(OH)_2 a 1 m³ de águas ruças conduziu à remoção de 71% dos fenóis, de 39% dos compostos orgânicos totais, expressos como carência química de oxigénio, e de 88% da carência bioquímica de oxigénio. Provocou também o aumento do teor de sólidos totais suspensos de 31 para 69 g L⁻¹, após a precipitação. Estes resultados confirmaram que o tratamento com cal, por si só, não é suficiente para tratar as águas ruças, pois o efluente assim tratado ainda contém grandes quantidades de substâncias indesejáveis. Prosseguindo o tratamento integrado, os investigadores submeteram as águas ruças, parcialmente tratadas, ao filtro de membrana, separando os sólidos e comprimindo-os numa massa. O teor de humidade desta massa foi reduzido a 20%, através da pressão da membrana, seguida de secagem em vácuo, sobre a pasta quente. Os sólidos assim obtidos, sugeriram os autores, podem ser usados como fonte de energia, devido ao seu baixo valor calorífico de 15.75 MJ kg⁻¹. Por último, El-Shafey et al. (2005) submeteram o filtrado a um sistema de adsorção com carbono activado, tendo-se revelado uma técnica eficiente para o pós-tratamento do mesmo. No final deste processo combinado, os resultados revelaram a remoção de 99.7% dos fenóis e 80% dos compostos orgânicos. Segundo os autores, um processo combinado como o descrito, parece promissor para resolver o problema ambiental provocado pela elevada produção de águas ruças, altamente poluentes. Sublinham ainda que a energia térmica produzida através da queima do resíduo sólido obtido poderá ser suficiente para satisfazer as necessidades térmicas do lagar e do processo de tratamento que propuseram.

Ainda em relação aos tratamentos físico-químicos, faz-se referência a uma nova tecnologia desenvolvida por várias empresas, que consiste na floculação da matéria orgânica da água ruça com um polielectrólito orgânico comercial. Este processo produz água que pode ser usada para irrigação e um resíduo, que é chamado de fracção sólida

das águas ruças. Este resíduo foi submetido, com sucesso, a processos de compostagem com outros subprodutos agrícolas (Roig et al., 2006).

III.1.7.1.4. TRANSFORMAÇÕES BIOTECNOLÓGICAS

Os tratamentos biológicos permitem reduzir os valores da carência bioquímica de oxigénio, a remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos suspensos e fósforo, azoto e compostos de amónio. Nestes tratamentos podem adoptar-se processos aeróbios ou anaeróbios, apesar deste último apresentar mais vantagens. Além de os processos anaeróbios produzirem bio gás, revelam uma taxa de eficiência superior e geram uma menor produção de lamas. Contudo, um tratamento aeróbio prévio aumenta estas vantagens, pelo que a combinação de soluções poderá ser uma excelente opção para tratar a água ruça.

O grande inconveniente deste tipo de tratamentos é a necessidade de realizar, previamente, elevadas diluições da água ruça, pois nem os processos anaeróbios, nem os processos aeróbios são funcionais com cargas orgânicas tão elevadas. A presença de componentes inibidores e tóxicos, como fenóis e lípidos, compostos com uma estrutura química muito estável e muito difícil de degradar, impedem o tratamento biológico directo das águas ruças (Mantzavinos e Kalogerakis, 2005). Esta necessidade é mais pronunciada no caso dos processos aeróbios, obrigando frequentemente a diluições do efluente de 70 a 100 vezes.

III.1.7.1.4.1. *BIORREMEDIAÇÃO*

A biorremediação é uma tecnologia que utiliza o potencial metabólico de microorganismos para limpar meios contaminados. Uma característica importante desta tecnologia é o facto de ocorrer em ambientes abertos, não esterilizados, que contêm uma grande variedade de organismos. Destes, as bactérias como aquelas capazes de degradar poluentes, têm um papel importante, enquanto outros organismos, como fungos, também participam no processo. A biorremediação pode ocorrer quer em condições aeróbias, quer em condições anaeróbias. Em condições aeróbias, os microorganismos só sobrevivem através do consumo de oxigénio atmosférico, enquanto em condições

anaeróbias, os microorganismos degradam compostos químicos do solo que libertam a energia necessária à sua sobrevivência.

Vários autores experimentaram o tratamento aeróbio com microorganismos para remover o efeito poluente das águas ruças, direccionando-o para a degradação dos compostos fenólicos, principais responsáveis pela fitotoxicidade. Piperidou et al. (2000) exploraram a capacidade da *Azotobacter vinelandii* remover os compostos fenólicos presentes nas águas ruças, após o tratamento das mesmas com hidróxido de cálcio para elevar o pH a valores de 8 a 10. Após três dias de ensaio, estes investigadores registaram reduções destes compostos na ordem de 66 a 99% e, no sétimo dia do ensaio registaram uma redução de 100% dos compostos fenólicos. Na Tabela 3.1.9 apresentam-se alguns exemplos de investigações realizadas neste sentido, assim como os resultados obtidos nesses tratamentos das águas ruças.

Tabela 3.1.11 - Ensaio de biorremediação de águas ruças

Referência	Cultura	Eficiência
Borja et al., 1998	<i>Aspergillus terreus</i> , <i>Azotobacter chroococcum</i> , <i>Geotrichum candidum</i>	Redução na concentração de COD e fenóis totais em cerca de 63-75%, 65-95% e 59-87%, respectivamente.
Aggelis et al., 2003	<i>Pleurotus ostreatus</i>	Remoção quase completa dos fenóis após 20 dias no fermentador. Fitotoxicidade reduzida após tratamento.
Blánquez et al., 2002	<i>Phanerochaete flavido-alba</i>	Remoção de 70% da cor e 50 % dos compostos aromáticos, após 14 dias no fermentador.
Robles et al., 2000	Várias cadeias de <i>Penicillium</i>	Remoção de 32-45% de fenóis e 25-38% remoção de COD, após 20 dias.
Ehaliotis et al., 1999	<i>Azotobacter vinelandii</i>	Eliminação da fitotoxicidade após tratamento de 5 dias em fermentador rotativo.

Fonte: Mantzavinos e Kalogerakis (2005)

Casa et al. (2003) experimentaram o tratamento de águas ruças com a iso-enzima *laccase* purificada que resultou em reduções de fenóis totais e orto-difenóis de 65% e 86%, respectivamente. A posterior utilização de diluições das águas ruças tratadas, em ensaios de germinação de trigo duro, evidenciou uma inibição da germinação significativamente dependente da diluição utilizada. Quando o efluente foi tratado com a *laccase*, a germinação de sementes de trigo duro aumentou 57%, a uma diluição de 1:8, e 94% a diluição de 1:2, comparando com as mesmas diluições do efluente sem tratar. O tratamento com *laccase* também diminui o tempo médio de germinação em

cerca de um dia, quando comparado com as amostras controlo não tratadas. Estes resultados revelaram que a inibição de germinação, devido às águas ruças, pode ser reduzida com eficiência através da utilização de laccase, sugerindo que os fenóis são os principais determinantes da sua fitotoxicidade.

III.1.7.1.4.2. COMPOSTAGEM

A compostagem é uma das principais tecnologias usadas para reciclar as águas ruças, transformando-as em fertilizante. Este processo permite o retorno de nutrientes à cultura, além de evitar os efeitos negativos frequentemente observados quando estes subprodutos são aplicados directamente ao solo (Baddi et al., 2004). A compostagem dos materiais orgânicos consiste na decomposição biológica aeróbia da sua matéria orgânica pelos microorganismos termofílicos, através do controlo das condições ambientais que promovem a actividade dos mesmos. As condições óptimas para a compostagem dos resíduos são as que reúnem um teor de humidade compreendido entre 40 e 60%, um teor de oxigénio superior a 10%, uma relação C/N de 30:1 e uma temperatura compreendida entre 45 e 70 °C (Arvanitoyannis et al., 2007).

O processo de compostagem ocorre em quatro fases importantes. A primeira, a fase inicial, corresponde àquela em que o material ainda não iniciou qualquer decomposição; a segunda, a fase termofílica, compreende a degradação mais acelerada, altura em que o material em decomposição atinge a temperatura máxima (> 40 °C); a terceira fase corresponde ao final da actividade bio-oxidativa e é marcada por uma descida brusca da temperatura para valores próximos da temperatura envolvente; por último, a fase de maturação, que é um período lento de estabilização destinada a produzir um composto estável e humificado, livre de qualquer fitotoxicidade (Bernal et al., 1998). Durante o processo de compostagem, ocorre a mineralização dos compostos lábeis da matéria orgânica, com subsequente produção de dióxido de carbono, amónia e água, nutrientes e matéria orgânica estável. Além deste efeito sobre a estabilidade da matéria orgânica, a compostagem dos resíduos permite reduzir o seu volume, disseminar organismos patogénicos, diminuir a germinação de sementes infestantes e destruir os compostos responsáveis pelos maus odores (Jacobsen, 1995).

Os resíduos compostados, por sua vez, podem representar um produto com grande valor para o ambiente, sendo ótimos correctivos orgânicos, cuja utilização permitirá melhorar a estrutura do solo e aumentar o seu teor em nutrientes. Contudo é importante garantir a produção de um composto com elevado valor fertilizante, o qual se prende principalmente com a sua estabilidade e maturidade, sendo muito importante conhecer os processos químicos e biológicos que ocorrem durante a decomposição da matéria orgânica (Bernal et al., 1998).

Na realidade, a aplicação de compostos instáveis ou imaturos pode induzir vários efeitos adversos às propriedades do solo, ao desenvolvimento das plantas, às águas e ao ar envolventes. Estes efeitos incluem o aumento da taxa de mineralização do carbono orgânico nativo do solo, através da extensa oxidação microbológica; a alteração da reacção do solo e da água, a imobilização microbológica do azoto disponível, provocando sérias deficiências deste elemento para as culturas; a introdução de compostos orgânicos fitotóxicos e patogênicos e a produção de amónia a níveis que podem prejudicar as raízes das plantas e contaminar a água e o ar (Senezi e Plaza, 2007). Assim, antes de qualquer composto poder ser usado como fertilizante do solo com segurança, a sua estabilidade e maturidade têm de ser estudadas. Geralmente, o termo estabilidade é relacionado com o grau ou taxa de decomposição da matéria orgânica, enquanto a maturidade se refere ao grau de decomposição das substâncias orgânicas fitotóxicas (Senezi e Plaza, 2007). Diversos investigadores debruçaram a sua atenção sobre a compostagem de resíduos orgânicos e a qualidade final do produto obtido (Bernal et al., 1998; Castaldi et al., 2005; Huang et al., 2006; Said-Pullicino et al., 2007).

A estabilidade de um composto é usualmente definida em termos de matéria orgânica bio-disponível, reportando-se à resistência oferecida à sua posterior degradação e pode ser avaliada através da actividade microbológica, expressa em função de taxas respiratórias (Rós et al., 2003; Abid e Sayadi, 2006) ou através do estudo das transformações químicas das diferentes fracções da matéria orgânica ocorridas durante a compostagem (Bernal et al., 1998; Garcia-Gomez et al., 2003; Komilis e Ham, 2003). Materiais com elevada proporção de matéria orgânica bio-disponível geram elevados níveis de actividade microbológica e são considerados

instáveis. Como se referiu anteriormente, quanto maior for a quantidade da fracção de ácidos húmicos do resíduo orgânico, e quanto mais a sua composição e propriedades estruturais se aproximarem daquelas dos ácidos húmicos nativos do solo, mais eficiente e segura, do ponto de vista ambiental, é a fertilização do solo com esse resíduo (Senesi e Plaza, 2007).

A maturidade, por sua vez, é definida como a adequação do composto para o desenvolvimento de plantas e, como se referiu, associa-se ao grau de decomposição de substâncias orgânicas fitotóxicas, ocorrido durante a compostagem. A fitotoxicidade dos compostos orgânicos tem sido relacionada com a presença de substâncias fenólicas, ácidos orgânicos e amónia. Contudo, pode ser causada por outros factores como o excesso de sais solúveis ou elevadas concentrações de metais pesados, o que pode conduzir a interpretações confusas sobre a definição de maturidade do composto e limitar a aplicabilidade dos testes de fitotoxicidade (Said-Pullicino et al., 2007) A avaliação da fitotoxicidade dos substratos em compostagem é, desta forma, um modo adicional de verificar o grau de maturação atingido no processo de estabilização, assim como da sua eficiência. O Índice de Germinação (IG), que combina as medidas de germinação e o alongamento radicular relativos de sementes de *Lepidium sativum L.*, tem sido largamente usado para avaliar quer a fitotoxicidade, quer a maturidade de compostados (Albuquerque et al., 2006).

Muitos investigadores têm procurado encontrar os parâmetros mais adequados para avaliar a estabilidade e maturidade de um composto. Baffi et al. (2007) descreveram procedimentos biológicos e termo-analíticos para determinar o grau de maturação dos compostados, revelando como o uso integrado de métodos biológicos, químicos e termo-analíticos podem diferenciar compostos estáveis de compostos instáveis.

A concentração em carbono orgânico solúvel em água tem sido reportada, por um elevado número de investigadores, como um parâmetro que diminui durante o processo de compostagem, podendo ser relacionado com o processo de estabilização. De facto, as transformações bioquímicas da matéria orgânica, que ocorrem durante o processo de compostagem, são promovidas por microorganismos cujo metabolismo ocorre na fase solúvel em água (Said-Pullicino et al., 2007). Por seu lado, esta fracção da matéria

orgânica é aquela que é utilizada como fonte de energia que origina as enzimas, polissacarídeos e proteínas, decompõe produtos e re-polimeriza os compostos que conferem estabilidade à matéria orgânica do composto. Neste sentido, Said-Pullicino et al. (2007) estudaram as transformações químicas e biológicas ocorridas no carbono orgânico solúvel para avaliar o papel desta fracção no processo de estabilização e maturidade do composto de resíduos orgânicos. A sua investigação permitiu-lhes confirmar a adequação deste parâmetro enquanto indicador da estabilidade e maturidade dos compostos. A compostagem dos resíduos é influenciada por características desses resíduos, não só em relação à natureza dos seus componentes orgânicos, como também em relação à proporção de carbono e azoto dos mesmos. Resíduos com uma relação C/N mais elevada, originam uma fase bio-oxidativa mais longa, conforme demonstrado pelo trabalho de García-Gómez et al. (2003).

Estes investigadores estudaram a dinâmica da degradação da matéria orgânica durante a compostagem da fracção sólida de águas residuais procedentes de um sistema de extracção de duas fases (C1-usada apenas para a lavagem das azeitonas não contém restos de polpa de azeitona, nem outros materiais) e de um sistema de extracção de três fases (C2- contendo polpa de azeitona, pectina, etc.) com folhas de oliveira. A fase bio-oxidativa de compostagem da pilha C1, a qual tinha uma razão C/N elevada, foi longa, conduzindo a uma elevada degradação da MOT, principalmente dos compostos celulósicos. O valor de degradação máximo da MOT (64%) aproximou-se daquele verificado na compostagem de lama de águas residuais, estrume animal e resíduos de lagares de azeite, com diferentes matérias estruturantes (55-68%), enquanto o valor alcançado para a pilha C2 (40%) foi inferior a esse intervalo, indicando que a sua MO é mais resistente à degradação.

Durante a decomposição dos resíduos, os compostos de azoto facilmente disponíveis para a planta ou se volatilizam ou são fixados como proteína microbiana. Estas proteínas terão de ser mineralizadas para que o azoto fique novamente disponível para as plantas. A mineralização, por sua vez, depende da actividade dos microorganismos do solo e da relação entre os compostos de carbono facilmente decomponíveis e os compostos de azoto. Se o conteúdo em carbono solúvel é elevado relativamente ao do azoto, pode ocorrer uma competição biológica entre os

microorganismos e as plantas, não só em relação ao azoto, mas também em relação às necessidades de oxigénio (Senezi e Plaza, 2007).

Busby et al. (2007) comparam a mineralização de azoto (N) em solos arenosos tratados com RSU frescos e compostados, num ensaio de incubação, durante 90 dias, através da monitorização das concentrações de nitratos e ião amónio. As concentrações destas formas minerais revelaram-se muito superiores nos solos tratados com o composto e nos solos não-tratados, em relação aos solos tratados com o resíduo fresco, revelando a ocorrência de imobilizações significativas de N nestes solos. Os mesmos resultados haviam sido reportados por Bernal et al. (1997), o que vem reforçar a necessidade de uma estabilização dos compostos orgânicos antes da sua aplicação no solo.

Existem diversas tecnologias de compostagem dos resíduos orgânicos, as quais podem variar na forma de arejamento, no controlo da temperatura, no revolvimento do material e no tempo requerido para a compostagem (Baeta-Hall et al., 2005). O arejamento do material em compostagem é muito importante, pois promove a conversão dos hidratos de carbono em dióxido de carbono e água. Um arejamento deficiente pode resultar na acumulação de ácido acético, acarretando problemas ao posterior desenvolvimento vegetal quando o composto for incorporado no solo, ainda que a incorporação superficial do mesmo possa minorar este efeito. Baeta-Hall et al. (2005) referem trabalhos de diversos investigadores realizados para avaliar a eficiência da compostagem com diferentes técnicas de arejamento (ventilação forçada/arejamento natural) e revolvimento (mecânico/manual), tendo sido experimentados diferentes resíduos orgânicos. Os resultados obtidos demonstraram que a eficiência de compostagem é bastante semelhante para as diferentes técnicas. As principais diferenças parecem relacionar-se com a temperatura do perfil e o tempo de compostagem – a fase termofílica parece ocorrer mais tarde e durar menos tempo nos silos de ventilação forçada.

As águas ruças têm de ser absorvidas num substrato sólido antes de iniciar o processo de compostagem, como resíduos celulósicos ou lenhosos. Paredes et al. (1996) compararam os resultados de compostagem de águas ruças com palha de milho e com resíduos de algodão. O primeiro material estruturante conduziu a uma mineralização

inferior da matéria orgânica, no final da fase activa, a perdas totais de azoto inferiores através da volatilização do azoto mineral, a uma fixação biológica do azoto superior e a produção de uma matéria orgânica estável menos humificada. Os efeitos fitotóxicos do composto com a palha de milho fizeram-se sentir durante mais tempo, provavelmente devido à mineralização mais lenta da matéria orgânica, embora nenhum dos compostos tenha produzido efeitos fitotóxicos.

Baddi et al. (2004) também preparam a compostagem de águas ruças com palha de milho e monitorizaram algumas características do composto. Durante a compostagem da mistura, observaram uma diminuição substancial no teor de matéria orgânica e razão C/N e um aumento no conteúdo de azoto. As perdas de MOT foram superiores durante os primeiros três meses do processo, que teve a duração de um ano. A lenhina foi menos degradada do que a celulose e hemicelulose, sendo a última o componente mais degradado no final do processo. Também observaram diminuições importantes no conteúdo de fenóis e lípidos que foram acompanhados por um claro aumento do índice de germinação. Registaram ainda a degradação das estruturas alifáticas e peptídicas e um enriquecimento das estruturas aromáticas, em relação ao C alifático, sugerindo um aumento da humificação, com o processo de compostagem. O composto obtido, com uma riqueza substancial em matéria orgânica e ausência de toxicidade, foi considerado pelos investigadores como adequado para a aplicação no solo, enquanto fertilizante orgânico.

Tomati et al. (1996) apresentam resultados sobre um ensaio de compostagem de águas ruças com palha de trigo. A biorremediação das águas ruças produziu, segundo os autores, um composto de elevada qualidade, caracterizado pela presença considerável de nutrientes, principalmente azoto, organicamente adsorvidos (1.53%), um bom nível de humificação (grau de humificação de 78% e índice de humificação 0.28) e ausência de fitotoxicidade. O valor agronómico do composto obtido foi avaliado pelo “crop test” e pelo sistema planta/solo. Relativamente aos efeitos sobre o estado nutritivo da cultura (milho), conforme revelado pelos ensaios de campo, o composto aplicado em quantidades de 60-90 Mg ha⁻¹ (o equivalente a uma aplicação de estrumes, com base no teor de matéria orgânica) reduziu a necessidade de aplicação de fertilizantes químicos, A mesma quantidade suportou também as necessidades nutritivas de gramíneas e

plantas hortícolas. Cegarra et al. (1996) também aplicaram composto de águas ruças sobre em ensaios com culturas hortícolas e outras, e observaram que as produções obtidas com a fertilização de composto foram semelhantes, e por vezes superiores, àquelas obtidas com fertilização mineral.

III.1.7.1.4.3. DIGESTÃO ANAERÓBIA

Os principais interesses na digestão anaeróbia são a produção de energia e a potencial reutilização do efluente na irrigação. A maior limitação deste tratamento é a inibição das bactérias metanogénicas pelos compostos fenólicos e os ácidos orgânicos presentes no efluente. De acordo com Azbar et al. (2004), estes sistemas são passíveis de utilização para tratar as águas ruças, mas é necessário proceder a um pré-tratamento para remover substâncias indesejáveis.

III.1.7.1.5. EXTRACÇÃO DE PRODUTOS VÁLIDOS

A extracção de compostos biologicamente activos, nomeadamente biofenóis das águas ruças, pode converter um resíduo poluente numa fonte natural de antioxidantes, tema de interesse crescente nas indústrias farmacêuticas e alimentar. Entre os biofenóis presentes nas águas ruças, um dos mais abundantes e muito interessante do ponto de vista nutricional, o hidroxitirosol, tem sido largamente investigado, demonstrando a sua qualidade antioxidante e as suas propriedades benéficas para a saúde. De Marco et al., (2007) demonstraram que de 1 L de águas ruças é possível obter um extracto contendo 1.2 g de hidroxitirosol e cerca de 0.4 g de flavenóides. A extracção e purificação a partir de águas ruças podem representar, segundo os autores, uma alternativa barata, simples e prática para a síntese química ou enzimática desta substância.

III.1.7.1.6. OUTROS PROCESSOS

Neste sub-capítulo faz-se referência a processos para tratamento das águas ruças de utilização menos generalizada.

Os processos térmicos englobam duas tecnologias distintas: uma em que os resíduos sofrem combustão e outra em que os resíduos são aquecidos na presença escassa, ou mesmo ausência, de oxigénio – não ocorrendo combustão directa. De uma

forma geral, os objectivos destes tratamentos são a decomposição de compostos orgânicos, a redução de volume e a conversão dos resíduos em sólidos, através da vaporização da humidade e outros líquidos que os resíduos possam conter. A incineração, gasificação, pirólise e produção de carbono activado são alguns exemplos destas tecnologias. Processos de membrana são técnicas que separam as partículas com base no seu tamanho e forma moleculares, através da pressão e de membranas semipermeáveis especiais para o efeito.

A teoria de tratamento de resíduos através de electrólise consiste, basicamente, em aplicar energia a esses resíduos, produzindo reacções eléctricas, conseguindo-se consequentemente a purificação dos mesmos. O objectivo do processo de evaporação é separação da humidade através de um sistema de estágios de evaporação, permitindo a recuperação de energia na forma de calor. O concentrado resultante, tem de sofrer tratamentos antes da sua disposição em aterros ou da sua utilização como fertilizante, como acontece na evaporação natural. Os inconvenientes deste processo são a elevada necessidade em energia, consideráveis emissões gasosas e um complexo processo de controlo, requerendo pessoal qualificado. Por último, a ozonização baseia-se na elevada capacidade oxidante do ozono, assim como da sua pronta disponibilidade. É usada para reduzir a coloração, eliminar compostos orgânicos e reduzir o odor. O ozono pode ser usado com elevada eficiência em efluentes aquosos com conteúdo orgânico inferior a 1%, pelo que se adequa a um método de pré-tratamento (Arvanitoyannis et al., 2007). O processo de oxidação avançada (POA) tem sido extensivamente investigado, nos últimos anos, no que diz respeito à sua eficiência para tratar águas ruças, apresentando-se alguns exemplos típicos na Tabela 3.4.10.

Tabela 3.1.12 - Tratamento de águas ruças através de diferentes processos de oxidação avançada (POA)

Referência	POA	Eficiência
Gernjak et al., 2003a	Photo-Fenton c/ radiação solar	Remoção de 74% de COD e 87% fenóis totais, após 19 h com 5 mM Fe ²⁺ e 20 g L ⁻¹ H ₂ O ₂ . C/ pré-tratamento de floculação, a remoção de COD e dos fenóis subiu p/ 89% e 100%, respectivamente. COD inicial: 81 g L ⁻¹
Giannes et al., 2003	Electrólise sobre ânodo Ti/Ta/Pt/Ir c/ NaCl	Remoção de 71% COD após 8 h, remoção completa do odor, cor e sólidos suspensos. COD inicial: 45– 60 g L ⁻¹ .
Vlyssides et al., 2003	Fenton seguido de coagulação.	Remoção de ~65% COD, ~30% BOD ₅ e 100% de fenóis totais após 2 h com 2 g L ⁻¹ FeSO ₄ .7H ₂ O e 5 ml L ⁻¹ H ₂ O ₂ , a 20° C. COD inicial: 80.3 g L ⁻¹ . Razão COD/BOD ₅ diminui de 3.1 p/ 1.79, após oxidação.
Rivas et al., 2001a	Fenton	Remoção de 85 a 90% COD após 3 a 4 h com 10 mM Fe ²⁺ e 1 M H ₂ O ₂ , a 50° C. COD inicial: 14.7 g L ⁻¹ . Resíduos diluídos ~10 vezes antes da oxidação.

Fonte: Mantzavinos et al. (2005)

Este processo constitui um método de tratamento adequado para efluentes industriais, apoiando-se na intervenção de inibidores químicos (radicais livres, por exemplo) e energia (por exemplo calor) para destruir os poluentes alvos. A principal conclusão destes trabalhos é que esta tecnologia permite a quase completa mineralização dos materiais orgânicos contidos nos resíduos, com elevada eficiência. O POA inclui técnicas como a ozonização, a radiação ultravioleta, a fotocatalise, a oxidação pelo peróxido de hidrogénio, a oxidação electroquímica, a oxidação húmida, assim como várias combinações destas tecnologias. Este processo pode ser usado quer para a completa mineralização dos poluentes, com produção de dióxido de carbono, água e sais minerais, quer para remoção selectiva de poluentes mais resistentes, convertendo-os em intermediários bio degradáveis (Mantzavinos et al., 2005).

III.1.7.1.7. PROCESSOS COMBINADOS

Alguns investigadores reconhecem a combinação de diversos processos químicos e biológicos, num esquema de tratamento integrado e sequencial, como a solução óptima para tratar este efluente (Cañizares et al., 2007). Defendem que um único estágio de tratamento, biológico ou físico-químico, dificilmente permitirá atingir uma completa mineralização, a custos razoáveis, devido à complexidade e peso da carga de poluentes destes resíduos. A necessidade de tratamentos integrados tem sido reconhecida

ultimamente e os esforços de investigação estão a ser direccionados no sentido desta abordagem.

Vlyssides et al. (2004) apresentam uma solução integrada, baseada em resultados obtidos num estudo à escala piloto. Neste processo, foi acrescentada uma fase ao sistema de extracção do azeite, destinado à remoção do caroço da azeitona, possibilitando uma diminuição de 50% de água adicionada à pasta e, conseqüentemente, uma diminuição equivalente na produção de água ruça. A implementação posterior de um processo de oxidação Fenton conduziu à descontaminação da água ruça, tendo-se paralelamente procedido à extracção de produtos antioxidantes comercialmente válidos. Por último, a partir dos resíduos sólidos, os investigadores procederam à produção de um composto de elevada qualidade, o qual foi aplicado em solo de olival como fertilizante orgânico.

III.1.7.1.8. CONCLUSÕES

Pelo anteriormente exposto, compreende-se que o tratamento de águas ruças é um problema complexo que ainda não foi satisfatoriamente resolvido, principalmente devido a problemas socio-económicos e, em menor extensão, devido a razões tecnológicas. A precipitação com cal e as lagoas ou tanques de evaporação natural constituem ainda as práticas mais comuns de tratamento de águas residuais (Mantzavinos et al., 2005). Estes processos são relativamente baratos e não acarretam custos insuportáveis à indústria oleícola, uma actividade económica constituída por pequenas e médias empresas. Infelizmente, estas técnicas apenas resolvem de forma marginal as estritas medidas ambientais regulamentadas pelos organismos competentes para proteger a saúde pública e o ambiente.

Vlyssides et al. (1996) sumarizaram as desvantagens dos diferentes métodos de tratamento das águas ruças. Segundo estes autores, de uma forma geral, os métodos físico-químicos têm elevados custos e baixa eficiência. A precipitação com cal resulta numa redução de cerca de 40% da matéria orgânica, mas com produção associada de elevada quantidade de lamas. Além deste aspecto, os efluentes produzidos depois da precipitação, assim como as lamas orgânicas, possuem toda a toxicidade da água ruça inicial, conduzindo a sérios problemas para a sua deposição. Em relação à osmose

inversa, referem, apesar de este sistema ter eficiência superior a 90% na remoção da matéria orgânica, acarreta custos muito elevados e também problemas de deposição de lamas. Quanto à incineração, com ou sem concentração, reconhecem que é um processo viável, mas caro e complexo devido ao elevado consumo de energia e à emissão de poluentes atmosféricos. Por último, a lagonagem apresenta sérias desvantagens de custos devido à necessidade de utilização de grandes áreas de terreno e obriga a um conjunto de medidas preventivas para proteger a saúde pública.

Ainda segundo Vlyssides et al. (1996), os métodos biológicos apresentam benefícios claros devido à potencial utilização dos subprodutos (composto para utilização agrícola, biogás para produção de energia, substâncias colorantes naturais), mas a digestão anaeróbia apesar da produção de energia, tem uma eficiência relativamente baixa, considerando o elevado capital de instalação. Assim, a co-compostagem, consideram estes autores, é o método óptimo do ponto de vista ambiental para o tratamento de águas ruças, por conduzir à total recuperação da matéria orgânica, além dos baixos custos fixos associados, e o produto final pode ser comercializado como um condicionador do solo de elevada qualidade.

Também Arvanitoyannis et al. (2007) compararam diversos métodos de tratamento das águas ruças (bioremediação, processos térmicos, evaporação, processos de membrana, electrólise, digestão aeróbia e anaeróbia, ozonização, coagulação/floculação/precipitação e destilação). Concluíram que apesar da biorremediação representar a técnica mais amigável para o ambiente, requer períodos de tratamento mais longos, além da sua reduzida eficiência para eliminar os contaminantes elementares. Este aspecto obriga à utilização de uma segunda técnica, a qual poderá ser o processo de membrana (com reduzido consumo de energia, reduzido custo capital e elevada fiabilidade), ou o método de coagulação/floculação (com baixo custo e elevada eficiência). A produção de biogás, segundo os mesmos autores, também parece ser um método de tratamento promissor. Por outro lado, métodos como a destilação e ozonização (elevado custo) e electrólise (a nível experimental ainda) provavelmente não dominarão esta área de acção, a não ser que o seu elevado custo seja substancialmente reduzido num futuro próximo.

III.1.7.2. BAGAÇO SECO

O resíduo sólido procedente dos lagares de prensa e de centrífuga de três fases, bagaço-seco, é normalmente re-processado, sujeitando-se a uma segunda extracção de gordura, em empresas preparadas para o efeito. O bagaço é transportado para estas unidades, onde primeiro é seco e depois sujeito à acção de hexano para extracção do azeite residual (o hexano, por sua vez, é condensado e reutilizado em posteriores extracções). Em certos países, este azeite de bagaço é usado na indústria de saponificação, mas a sua refinação e mistura com azeite virgem de elevada qualidade permite a obtenção de óleos seguros para a alimentação, desde que assegurada a composição química exigida por lei.

Muitos lagares utilizam o bagaço repassado como combustível, devido ao seu elevado valor calorífico. O bagaço repassado tem melhores propriedades do que outras biomassas, nomeadamente por possuir um teor de enxofre baixo, que pode variar entre 0.12 e 0.26%. Após a sua secagem a 100 °C, o material perde as suas substâncias voláteis e entre 250 a 260 °C, a massa original é reduzida em 70 a 80%. Para queimar este resíduo convenientemente é necessário um sistema especialmente concebido para esse fim, pois de outra forma são emitidas elevadas quantidades de monóxido de carbono e hidrocarbonetos não queimados para a atmosfera (Azbar et al., 2004). Comparado com outros tratamentos, este processo é muito caro, considerando os elevados custos dos combustores e o sistema de controlo de poluição atmosférica associado (Caputo et al., 2003). Oktay (2006) investigou o potencial de utilização de bagaço seco como fonte de energia. Os resultados obtidos levaram o autor a concluir que este resíduo tem um excelente potencial para se tornar numa fonte de energia renovável. Realça, contudo, que deverão ser utilizados sistemas de combustão adequados para a eficiente combustão dos resíduos.

Este bagaço também pode ser submetido a um sistema de secagem por convecção. Neste caso, o calor é transferido para o bagaço na forma de gás quente e a água contida no bagaço evapora, sendo transferida pela corrente de gás quente. O bagaço seco resultante pode ser incinerado para produção de energia, pode ser reutilizado na agricultura, ou disposto em aterros. O único inconveniente deste processo é o elevado consumo de energia. Contudo, esta desvantagem é compensada pelo facto de o produto

final poder ser utilizado para produzir energia. Do ponto de vista económico, estão associados elevados custos de investimento e operacionalidade, devido à necessidade de pessoal qualificado (Caputo et al., 2003).

O bagaço seco tem ainda sido testado como matéria-prima para a produção de carbono activado. El-Hamouz et al. (2007) estabeleceram um ensaio preliminar de laboratório para estudar esta forma de aproveitamento do bagaço seco. Primeiramente, os investigadores recuperaram a gordura residual, que representa mais de 5% do resíduo, através da tecnologia de extracção Soxhlet, sugerindo a sua posterior utilização na indústria de saponificação. Em seguida, processaram o sólido restante para produzir carbono activado de elevada superfície específica, o qual foi usado para adsorção de contaminantes orgânicos, num processo de purificação de água. Segundo os investigadores, a técnica apresentada permitiu a recuperação de gordura, juntamente com a produção de um sólido limpo adequado à produção de carbono activado, a baixos custos de produção, em comparação com carbonos activados comerciais.

À semelhança das águas ruças, o aproveitamento agrícola deste bagaço também tem despertado o interesse dos investigadores. Al-Widyan et al. (2005) avaliaram os efeitos da aplicação de composto deste bagaço sobre algumas propriedades físicas dos solos, nomeadamente a capacidade de retenção de água e de infiltração. Para garantir a redução dos efeitos negativos do bagaço não tratado, os investigadores realizaram uma compostagem prévia do resíduo. Seguidamente, aplicaram o composto em concentrações crescentes (2, 4, e 8%) em dois solos de texturas diferentes, e compararam os resultados com um controlo sem aplicação de composto. A aplicação do composto causou melhorias significativas nas referidas propriedades do solo, as quais, de uma forma geral, foram proporcionais aos níveis de composto aplicado. No solo de textura franco-limosa (S2), com a dose de aplicação de 8%, a profundidade de penetração e a quantidade de água acumulada aumentaram 36.5 e 34.3%, respectivamente. No solo de textura argilosa (S1), com a mesma dose de aplicação do resíduo, esses aumentos foram de 27.1 e 35%, respectivamente. A capacidade de retenção de água, para os solos S2 e S1, com a maior dose de aplicação de composto, foram de 10.3% e 16.5%, respectivamente. De acordo com os resultados obtidos, os

autores concluíram que o composto de bagaço pode ser um excelente correctivo para o solo, pois aparentemente promoveu as propriedades físicas de ambos os solos.

Por sua vez, Brunetti et al. (2005) avaliaram os efeitos da aplicação directa de duas doses de bagaço seco e de bagaço seco extractado sobre algumas propriedades químicas do solo, nomeadamente o seu efeito sobre os ácidos húmicos do solo, e sobre a produção de trigo (*Triticum turgidum* L.), num ensaio de campo, sob condições mediterrânicas. As aplicações dos bagaços produziram aumentos significativos nos teores de diferentes formas de carbono, como o carbono orgânico total, total extraível, humificado e não humificado, assim como nos conteúdos de potássio disponível. Em relação aos ácidos húmicos, de uma forma geral, a aplicação dos bagaços produziu modificações neste parâmetro, incluindo o aumento do conteúdo dos grupos funcionais de oxigénio, da razão C/N e do carácter alifático dos mesmos. Produziu ainda a diminuição da razão C/H e dos conteúdos de C e N. A produção de grão de trigo aumentou significativamente com a aplicação dos bagaços. Em particular, os aumentos estiveram relacionados com o peso do grão, número de grãos por metro quadrado e matéria orgânica do solo. Segundo os autores, o aumento do teor de matéria orgânica do solo, resultante da aplicação dos bagaços, terá reduzido o stress hídrico a que a cultura esteve exposta, por promover uma melhoria da estrutura do solo, reduzindo consequentemente as perdas de água por evaporação.

III.1.7.3. BAGAÇO-HÚMIDO

Com o desenvolvimento do novo sistema de extracção de azeite eliminou-se a produção das poluentes águas ruças dos sistemas de extracção anteriores, mas criaram-se outros. O principal desses problemas está relacionado com a dificuldade de extracção da gordura residual que o bagaço húmido retém. Como se abordará adiante, esta extracção tem de ser feita mediante um teor de humidade muito mais baixo do que aquele que este bagaço apresenta, obrigando a um elevado consumo de energia para a sua secagem, além de outras dificuldades com os secadores.

Outro dos problemas prende-se com o seu manuseamento. O teor de humidade deste bagaço é, em média, 50% superior ao bagaço seco, o que lhe confere um elevado grau de fluidez e impede o seu amontoamento. A sua consistência obriga a construção

de diques para o seu armazenamento e a introdução de várias alterações estruturais para o seu transporte, desde os lagares até às unidades de extracção de óleo. Algumas destas alterações consistem na eliminação da clássica cinta transportadora, substituída por sem-fim helicoidal, e na necessidade de equipamento de transporte coberto, e estanque. Estas alterações acarretam inevitavelmente um aumento de custos para os lagares e para as unidades de extracção (García-Ortiz et al., 1995).

Por fim, o mais sério dos problemas acarretados pelo novo sistema de extracção de azeite é a espectacular subida de produção de bagaço. Por cada tonelada de azeitona processada, produzem-se cerca de 800 kg de bagaço o que cria um panorama, para Espanha, da produção de aproximadamente 4.0 milhões toneladas por ano (Albuquerque et al., 2004). Para a mesma quantidade de azeitona, o novo sistema supõe um aumento de cerca de 60% de produção de bagaço, em relação ao sistema de três fases. Assim, este bagaço, além da difícil extracção da gordura residual e do difícil manuseamento, obtém-se em quantidades muito mais elevadas do que aquilo que é actualmente possível tratar, reutilizar ou valorizar.

O facto de este resíduo ser mais recente e de resultar de uma tecnologia que não é ainda muito comum na maior parte dos países produtores de azeite, à excepção de Espanha como se referiu, resulta num número de trabalhos de investigação sobre a sua valorização ou o seu tratamento, muito mais escasso do que aquele encontrado sobre tratamento das águas ruças. Por exemplo, Arvanitoyannis et al. (2007), numa revisão crítica sobre o tratamento dos resíduos de lagares apresentam uma tabela com as diferentes metodologias e resultados de tratamentos destes resíduos. Dos 58 trabalhos de investigação referenciados, cerca de 44 são dedicados exclusivamente às águas ruças, encontrando-se apenas um trabalho sobre a secagem do bagaço húmido (Arjona, et al., 1999). Evidentemente que Arvanitoyannis e os seus colaboradores não fazem referência a todos os trabalhos que se encontram publicados sobre o tema, mas a proporcionalidade dos trabalhos referidos sobre águas ruças e bagaço húmido poderá ser um bom revelador da diferença real entre a investigação sobre o tratamento e utilização destes dois resíduos.

III.1.7.3.1. SECAGEM E SEGUNDA EXTRACÇÃO DE GORDURA

Como se referiu, o bagaço húmido retém um teor significativo de azeite residual. Quando se implementou a nova tecnologia de extracção de azeite pensou-se que se valorizaria o bagaço de duas fases como o bagaço dos sistemas anteriores, através de secagem e posterior extracção do óleo residual com uso de solventes. Contudo, para realizar uma conveniente extracção desta gordura, o seu teor de humidade tem de ser reduzido até cerca de 8% (Arjona et al., 1999). Assim, segundo García-Ortiz e Frias (1995), é necessário evaporar cerca de 70-75% mais de água, em comparação com o bagaço de três fases, devido ao seu conteúdo de humidade superior, obrigando os lagares a criar a capacidade de realização desta operação e acarretando elevados custos energéticos. Além deste aspecto, a elevada percentagem de açúcares, presentes agora em maior proporção do que no bagaço seco, também acarreta dificuldades ao processo de secagem (Vengazones et al., 1997). Os açúcares tornam o bagaço húmido muito pegajoso, produzindo um empastamento da massa de bagaço que pode obstruir a corrente do gás, criando sérios riscos de incêndio (Arjona et al., 1999; Ordóñez et al., 1999). Por outro lado, as altas temperaturas dos secadores tendem a caramelizar o açúcar, o que também contribui para a possibilidade de obstrução dos secadores.

Mas, apesar de todos os inconvenientes mencionados, o bagaço húmido é, em muitos casos, sujeito à extracção química do azeite residual, nas unidades extractoras. Após esta extracção, o bagaço extractado é frequentemente utilizado como combustível na própria central de extracção para obter energia eléctrica ou térmica, por combustão (Caputo et al., 2003). Este método é usado em muitos dos lagares porque o bagaço extractado apresenta um poder calorífico relativamente elevado (400 kcal kg^{-1}), contudo, a maior parte da energia obtida pela sua combustão é gasta na operação de secagem do bagaço húmido, sendo a recuperação total de energia bastante baixa (Azbar et al., 2004).

A verdade é que é necessário encontrar soluções para utilização deste resíduo. Neste sentido, têm-se vindo a introduzir modificações no tratamento do bagaço húmido, ainda nos lagares, como seja uma segunda centrifugação do bagaço, depois de diluído em água (Albuquerque et al., 2004). Esta operação, que em Espanha se designa por *repaso*, permite recuperar uma quantidade significativa de azeite, mas produz uma nova

água residual. Este efluente, menos agressivo do que a clássica água ruça, pode representar também um elevado risco ambiental, pois possui uma elevada percentagem de sódio e níveis consideráveis de COD e BOD, o que limita a sua livre eliminação (Miranda et al., 2007). O bagaço “repassado” contém teores de gordura muito baixos e mantém uma elevada humidade, tornando a posterior extracção química de óleo demasiado cara e pouco rentável (Improlive, 2000). Assim, uma das soluções encontradas é, após a segunda extracção de azeite através da centrifugação no próprio lagar, secar o bagaço “repassado” e utilizá-lo como combustível.

Por exemplo, a *Oleicola el Tejar*, um lagar de duas fases com grande volume de extracção de azeite, situado em Córdoba (Espanha), tem em actividade desde o ano 2000 uma central eléctrica, cujo biocombustível é o bagaço repassado. O sucesso desta estrutura terá levado à construção de outras, na região, sendo frequentes as notícias sobre o início de actividade de centrais semelhantes. Ainda o mesmo lagar participou na construção de uma fábrica para produção e regeneração de carbono activado, a partir do caroço de azeitona, com destino ao mercado nacional e europeu. Contudo, as estruturas de aproveitamento dos resíduos ainda não são suficientes, sendo necessário intensificar a investigação para encontrar novas possibilidades de aproveitamento e valorização destes subprodutos. Assim, em Espanha o bagaço húmido “repassado”, depois de seco, é frequentemente usado em plantas de co-generação, mas os custos de energia são subsidiados. Apesar de este método conduzir à redução dos efeitos nefastos deste resíduo para o ambiente, poderiam obter-se benefícios económicos e ambientais muito mais importantes com a reconversão deste subproduto em produtos de elevado valor acrescentado (Miranda et al., 2007), além de que a sua incompleta combustão, que resulta na elevada produção de gás, partículas suspensas e emissões de monóxido de carbono, pode representar um problema significativo para o ambiente (Azbar et al., 2004).

III.1.7.3.2. EXTRACÇÃO DE PRODUTOS VÁLIDOS

À semelhança das águas ruças, o bagaço húmido também contém produtos válidos, cuja extracção poderá representar interesse para as indústrias alimentar ou farmacêutica. Apesar de esta forma de aproveitamento ser muito residual, não podendo ser encarada como uma solução generalizada para aproveitamento deste resíduo, alguns

investigadores desenvolveram ensaios no sentido de avaliar a potencial utilização do bagaço húmido para este fim.

Por exemplo, Fernández-Bolaños et al. (2004) sugeriram a extracção de antioxidantes como um processo de valorização do bagaço húmido. O processo de extracção usado incluiu um tratamento hidrotermal, que solubiliza a fracção sólida do resíduo através de uma auto-hidrólise. Da fracção solúvel em água extraíram, além do antioxidante hidroxitirosol, um conjunto de outros componentes de grande valor acrescentado para as indústrias farmacêutica e alimentaria. Os principais compostos solúveis recuperados, após a hidrólise, foram representados pelos monossacarídeos xilose, arabinose e glucose; por oligossacarídeos, como o manitol e por produtos da destruição de açúcar. Segundo os investigadores, aplicando um método de purificação simples, foi possível obter manitol altamente purificado. Este produto é um açúcar de álcool utilizado como excipiente em medicamentos e como adoçante de baixas calorias, além de outras utilidades na produção de alimentos. Também Suarez et al. (2009) experimentaram a extracção de produtos válidos do bagaço húmido para avaliar a sua potencial aplicação como antioxidantes alimentares. Os investigadores estudaram diferentes processos de extracção de compostos fenólicos e, após o fraccionamento dos mesmos, identificaram e analisaram a actividade antioxidante dos diferentes componentes. Os resultados demonstraram uma elevada adequação do extracto deste resíduo, dada a vasta gama de compostos fenólicos, para a produção à escala industrial de antioxidantes alimentares.

III.1.7.3.3. APROVEITAMENTO COMO FERTILIZANTE (APLICAÇÃO DIRECTA)

Também à semelhança das águas ruças, a aplicação directa do bagaço húmido no solo é encarada como uma forma barata da sua deposição, possibilitando a reciclagem de nutrientes e de matéria orgânica. A sua utilização nos olivais apresenta ainda as vantagens da proximidade entre estes e os lagares, além de possibilitar o retorno dos resíduos ao seu ponto de origem.

As propriedades deste bagaço, do ponto de vista agronómico, têm sido tema de diversos trabalhos, devido a uma série de circunstâncias consideradas favoráveis para semelhante uso (Ordoñez et al., 1999). Estas circunstâncias referem-se, em síntese, ao

seu potencial valor fertilizante mineral e orgânico, ao seu nulo valor económico, à localização da sua produção nas imediações dos terrenos agrícolas (permitindo a redução de custos em transportes), à temporalidade da sua obtenção e aos inconvenientes que produz eliminá-los dos lagares.

Como se referiu, experiências realizadas com a utilização directa no solo de águas ruças, demonstraram que, dentro de determinados limites, o seu efeito fertilizante modificou de uma forma favorável as características físicas, químicas e biológicas dos solos onde foram aplicadas. Estes resultados podem levar a supor que a aplicação directa de bagaço húmido no solo, conduzirá a resultados do ponto de vista agronómico igualmente interessantes. Contudo, não se encontram muitos trabalhos publicados sobre a utilização directa deste resíduo no solo. Um relatório preliminar, apresentado por Ordoñez et al. (1999), contempla resultados muito favoráveis sobre as propriedades químicas de um solo após aplicação de bagaço húmido. Neste estudo, aplicaram-se, através da incorporação com uma grade de discos, 20 Mg ha⁻¹ de bagaço húmido num solo coberto com restolho, do qual se havia removido a palha. Sete meses após esta aplicação, realizaram-se novas análises ao solo, verificando-se um aumento significativo do teor de matéria orgânica ao longo de todo o perfil, uma reduzida variação dos níveis de fósforo, ao contrário dos níveis do potássio que, dada a riqueza do bagaço neste mineral, aumentaram notavelmente.

Tejada et al. (2004) utilizaram bagaço húmido “repassado” na cultura de arroz, através da aplicação foliar de uma diluição com água do mesmo. Os resultados obtidos revelaram que a fertilização foliar com um resíduo rico em substâncias húmicas, macro e micronutrientes, aumentou a concentração de ferro, cobre, zinco e manganês foliar, assim como a absorção de azoto e potássio pelas plantas. Ainda Tejada e Gonzalez (2004) aplicaram o mesmo resíduo em doses de 0, 10, 20, 30 e 40 Mg ha⁻¹, numa cultura de milho, durante dois anos. Os resultados indicaram que este resíduo tem um grande potencial como correctivo orgânico, na medida em que melhorou as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. A mineralização da matéria orgânica produziu quantidades elevadas de azoto mineral no solo, tendo aumentado o azoto absorvido pelas plantas. Os parâmetros de produção do segundo ano de ensaio foram superiores aos do primeiro devido ao efeito residual da matéria orgânica, após a aplicação do

resíduo. Assim, a aplicação do resíduo produziu aumentos na produção de grão de 18 e 20%, no primeiro e segundo ano, respectivamente, aumentou em 25% o teor de hidratos de carbono solúveis do grão, em ambos os anos, e produziu um aumento no número de grãos por espiga de 17 e 21%, nos dois anos respectivamente. A produção de milho aumentou em 16 e 18%, em cada ano experimental, em relação ao controlo.

Faz-se ainda referência ao estudo de Tejada et al. (2007). Neste ensaio, os investigadores compararam o efeito da aplicação, durante quatro anos, de diferentes resíduos orgânicos, entre os quais o bagaço húmido repassado, sobre as propriedades físicas de um solo da região mediterrânica. Os resultados revelaram que todos os tratamentos orgânicos reduziram a densidade aparente do solo, a instabilidade dos agregados e as perdas de solo, por escorrência. O tratamento com o bagaço húmido repassado foi mais efectivo do que os tratamentos com os compostos de resíduos sólidos urbanos e de lamas de depuração. Em relação ao controlo, o tratamento bagaço húmido repassado produziu uma redução de 19% na densidade aparente do solo, 28% na redução da instabilidade dos agregados e 30% nas perdas de solo, sob precipitação simulada.

Por sua vez, algumas experiências demonstraram que, não sendo tão fitotóxico como as águas ruças, a aplicação directa de bagaço húmido pode causar desequilíbrios nutricionais das plantas, uma vez que a sua elevada razão C/N pode modificar o ciclo de azoto no solo. Saviozzi et al. (2001) avaliaram a possibilidade de utilizar bagaço húmido como correctivo do solo, e concluíram que a sua mineralização depende muito do tipo de solo, sendo temporariamente inibida em solos ácidos. Estes investigadores contornaram a possível imobilização do azoto, através da adição suplementar de fertilizante azotado mineral. Ordoñez et al. (1999) também aconselharam a adição suplementar de fertilizantes azotados quando se utilizam bagaços húmidos como correctivos orgânicos.

No trabalho publicado por Kavdir e Killi (2008), os autores sublinharam igualmente a necessidade de aplicar azoto inorgânico, juntamente com o bagaço húmido, para superar a imobilização do azoto provocada pela aplicação deste resíduo. Estes investigadores propuseram-se a determinar o efeito da aplicação de bagaço húmido, depois de seco, sobre os parâmetros químicos do solo, como o pH,

condutividade eléctrica, teor de azoto, estabilidade dos agregados e conteúdo em carbono do solo. Para o efeito incubaram amostras de solo com diferentes taxas de bagaço húmido (0, 2, 4 e 8%) durante dois meses. Os resultados obtidos revelaram que a aplicação dos resíduos provocou uma diminuição do pH e um aumento da condutividade eléctrica. A aplicação da taxa mais elevada do resíduo conduziu a aumentos significativos do conteúdo de azoto orgânico total, do conteúdo em carbono orgânico do solo e da estabilidade dos agregados, após dois meses de incubação ($p < 0.01$).

Os resultados obtidos no ensaio de Kavdir e Killi (2008) permitiram concluir que o bagaço húmido tem um grande potencial para melhorar a estrutura de solos grosseiros, em curtos períodos de tempo. Contudo, os autores observaram uma diminuição do conteúdo de azoto mineral, revelando o aumento da imobilização do azoto com o aumento das taxas de aplicação do resíduo, a qual atribuíram à elevada razão C/N induzida pela aplicação do resíduo. Este aspecto levou os autores a recomendarem a aplicação simultânea de azoto inorgânico para superar esta imobilização temporária.

Roig et al. (2006), numa revisão sobre os diferentes métodos de valorização dos resíduos de lagares existentes na actualidade, concluem que, uma vez que a aplicação de matéria orgânica beneficiaria a fertilidade do solo, controlando os processos de erosão, a utilização dos resíduos de lagares de azeite como correctivo orgânico do solo poderia desempenhar um papel fundamental na manutenção do ecossistema do olival, numa perspectiva de agricultura sustentável.

III.1.7.3.4. BIORREMEDIAÇÃO

Sampedro et al. (2007) investigaram o impacto de um tratamento aeróbio de bagaço húmido extractado e seco, com uma selecção de fungos capazes de degradar a lenhina, sobre a evolução da matéria orgânica e fitotoxicidade residual do bagaço. Seleccionaram e inocularam diversos fungos durante 2 a 20 semanas. A composição química e a fitotoxicidade do resíduo foram ligeiramente afectadas ao fim das duas semanas de incubação. Pelo contrário, ao final das vinte semanas, de uma forma geral, verificaram a depleção dos compostos fenólicos e remoção parcial da fitotoxicidade. O fungo mais efectivo na degradação da lenhina foi o *C. rígida*. Observaram ainda uma

elevada correlação entre a fitotoxicidade e fenóis adicionados ao solo com o resíduo. Como conclusão da sua investigação, estes autores sublinharam que, apesar destes fungos serem candidatos promissores ao tratamento deste resíduo, requerem tempos de colonização longos para eliminar os fenóis, atingir estabilização parcial da matéria orgânica e remover a sua toxicidade.

Numa publicação posterior, Sampedro et al. (2009) apresentam resultados sobre a utilização do fungo *Paecilomyces farinosus* tanto na modificação da matéria orgânica, como na remoção das substâncias tóxicas de bagaço húmido extractado. A taxa de humificação do resíduo colonizado pelo fungo aumentou, ao fim de 20 semanas, em cerca de 65%, relativamente ao controlo e o índice de humificação alcançou 0.38 (valor característico de materiais humificados). Os fenóis solúveis em água foram reduzidos em 45%. Ainda experiências realizadas com o cultivo de luzerna num solo tratado com 2.5% (p/p) do resíduo revelaram que a fitotoxicidade do resíduo havia sido completamente removida.

Aloui et al. (2007) estudaram a possibilidade de descolorar o bagaço húmido com quatro cadeias de fungos *Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes versicolor*, *Pycnoporus cinnabarinus* e *Aspergillus niger*, num sistema de fermentação sólida. Estas cadeias foram seleccionadas pela sua comprovada capacidade de se desenvolverem nas águas ruças. Concluíram, entre os fungos testados, o que *P. chrysosporium* pareceu ser o mais indicado para tratar o bagaço húmido, pelo sistema de fermentação sólida. Por outro lado, o fluído extra-celular demonstrou grande capacidade para descolorar o bagaço húmido, evidenciando a eficiência da enzima produzida. Os resultados sugeriram, segundo os autores, dada a eficiência da aplicação em grande escala de *P. chrysosporium*, que esta poderia ser uma forma de tratamento do bagaço de duas fases, no sistema de fermentação sólida.

Segundo Nastri et al. (2006), a digestão anaeróbia representa também uma alternativa adequada para o tratamento do bagaço húmido, pois o seu elevado conteúdo em polissacarídeos permite a produção de metano, representando uma excelente fonte de potencial energético. A este respeito, faz-se referência ao estudo de Borja et al. (2002). Estes investigadores conduziram um estudo, à escala laboratorial, da digestão anaeróbia de bagaço de duas fases, à temperatura mesofílica (35 °C), utilizando

diferentes concentrações de bagaço (20, 40, 60 e 80%). Obtiveram taxas de eficiência de remoção de COD e sólidos voláteis de 88.4 e 90.9%, respectivamente, para o substrato mais concentrado. A taxa de produção máxima de metano foi de 2.12 l CH₄ L⁻¹ dia⁻¹. Com este trabalho, os autores demonstraram a eficiência do processo anaeróbio em converter este bagaço em metano, à temperatura mesofílica.

Ainda em relação à biorremediação do bagaço húmido, apresenta-se o trabalho realizado por Altieri e Esposito (2008). Estes investigadores prepararam duas misturas de bagaço húmido, previamente descarado, com quantidades apropriadas de diferentes resíduos orgânicos higroscópios. Ambas as misturas foram armazenadas em sacos de rede e empilhadas no exterior em paletes durante três meses, protegidas da acção da chuva. Passado este período, procederam à análise química de ambas as pilhas, a qual compararam com a análise do bagaço húmido não tratado. Em comparação com bagaço na forma natural, as misturas tratadas revelaram valores de pH e condutividade eléctrica superior, provavelmente devido à sua oxidação e desidratação. O conteúdo em polifenóis diminuiu significativamente, indicando a eficiência do processo de biorremediação empregue neste trabalho. A diminuição da razão C/N pareceu relacionar-se com a presença dos restos de lã empregues numa das misturas, ricos em azoto (5.5%, peso seco), tendo sido mais acentuada nessa mistura. Durante o armazenamento ocorreu uma degradação lenta do carbono orgânico, como demonstrado pelos elevados valores de carbono orgânico solúvel em água e carbono orgânico total. Ambas as misturas revelaram níveis dos parâmetros de estabilização aceitáveis. Após este processo de tratamento, Altieri e Esposito (2008) utilizaram estes resíduos como fertilizante agrícola, apresentando os resultados do efeito da aplicação destes resíduos sobre propriedades químicas do solo, sobre o estado nutritivo das árvores e sobre a produção das mesmas. A incorporação de 9 Mg ha⁻¹ por ano, durante cinco anos, destas misturas num solo de olival revelou produzir aumentos significativos no teor de carbono orgânico total e no teor de substâncias húmicas de, aproximadamente, 40 e 58%, respectivamente, sem que se verificassem efeitos negativos no crescimento das árvores ou na produção das mesmas. Perante os resultados deste trabalho, os autores concluíram que o bagaço húmido pode ser reciclado com segurança, como fertilizante orgânico, usando o sistema de biorremediação empregue.

III.1.7.3.4.1. COMPOSTAGEM

Tal como as lamas de depuração das águas ruças e o bagaço seco, resultantes dos sistemas de extracção de prensa e de centrifugação de três fases, também o bagaço húmido têm sido objecto de experiências de compostagem para posterior utilização agrícola, utilizando-se diversas técnicas de compostagem e diferentes materiais estruturantes.

Albuquerque et al. (2006), por exemplo, preparam seis pilhas de composto misturando o bagaço húmido com resíduos de algodão, podas de videira, folhas de oliveira e cama fresca de bovino, compostando-as sucessivamente. Cinco destas pilhas foram sujeitas a ventilação forçada e remexidas mecanicamente e a última apenas sofreu operações de mistura. Após monitorização do sistema, foi avaliada a relação entre o índice de germinação (IG) e a presença de possíveis compostos fitotóxicos, assim como índices de maturidade e estabilidade dos compostos. À medida que o processo de compostagem avançou, o IG aumentou e os teores de gordura e fenóis solúveis em água diminuíram, indicando uma gradual descontaminação à medida que o composto ganhava maturidade. Contudo, quanto menos oxigénio disponível para os substratos, maior o atraso no incremento do IG, assim como no aumento de temperatura, pH e biodegradação das gorduras.

A análise química dos compostos realizada por Albuquerque et al. (2006) revelou valores consideravelmente elevados de razão C/N, carbono solúvel em água e CTC. Os autores relacionaram o longo período de compostagem com a reduzida biodisponibilidade de compostos azotados, no bagaço, e com a elevada proporção de componentes recalcitrantes, como lenhina, em comparação com outros resíduos frequentemente usados para compostagem. Assim, sublinharam, para a aplicação destes resultados em compostagem de larga escala, deverá ser tida em conta a implicação económica de um período tão longo de compostagem, significativamente superior ao tempo exigido por outras matrizes. Deste estudo, os autores destacaram ainda a necessidade do reviramento mecânico para homogeneizar os substratos, assim como para restabelecer a estrutura dos materiais, permitindo uma distribuição da ventilação mais regular.

Baeta-Hall et al. (2005) já haviam comparado a compostagem de duas pilhas de bagaço húmido sujeitas a processos de arejamento diferentes: reviramento mecânico e injeção forçada de ar. Os resultados revelaram que, após a fase de maturação, ambas as pilhas tinham uma composição química semelhante e o mesmo nível de degradação da matéria orgânica (cerca de 55%). Contudo, o tempo necessário para atingir a fase termofílica foi inferior na pilha sujeita a reviramento mecânico (dois meses, em comparação com três meses para a pilha sujeita a injeção de ar) e o grau de humificação alcançado foi ligeiramente superior (94% versus 83%). Ambas as pilhas revelaram a presença de uma comunidade microbiológica activa, com o aumento de duas a três ordens de magnitude no número de colónias, durante o processo de compostagem. Não foram encontradas diferenças significativas, em termos quantitativos ou qualitativos, nas populações microbianas das duas pilhas, nem ocorreu uma clara sucessão entre as populações mesofílica e termofílica. Mas, segundo os autores, o reviramento mecânico revelou-se mais eficiente em termos de aplicação industrial, devido ao menor consumo de energia e ao menor dispêndio de tempo.

Numa publicação posterior, Albuquerque et al. (2009) apresentaram conclusões semelhantes. Do ensaio de compostagem de bagaço húmido, usando diferentes agentes estruturantes (restolho de algodão, podas de videira, cama fresca de bovino e folhas de oliveira) e diferentes técnicas de arejamento, os autores apresentam os resultados de desempenho das diferentes pilhas de compostagem. As folhas de oliveira tiveram o pior desempenho e a ventilação forçada apenas foi eficiente quando associada a reviramento mecânico. Os melhores resultados foram obtidos nas pilhas em que se combinou a cama fresca de bovino com o maior número de reviramentos. Este tratamento resultou numa clara redução no tempo de compostagem, maior mineralização do substrato e melhores índices de humificação. Neste sentido, os autores recomendam o emprego de reviramento mecânico, sem ventilação forçada, para uma aplicação à escala industrial, pois, tratando-se de uma técnica simples e eficiente, permite uma importante redução de custos.

Ainda neste trabalho, Albuquerque et al. (2009) apresentam resultados sobre o processo de compostagem, o qual envolveu uma degradação substancial do substrato orgânico, com perdas médias de 48.4, 28.6, 53.7 e 57.0% de matéria orgânica total,

lenhina, celulose e hemicelulose, respectivamente. Tanto a biodegradação como a humificação da matéria orgânica foram grandemente influenciadas pela natureza lenhino-celulósica do material inicial, responsável pelas reduzidas taxas de perda de matéria orgânica e azoto, e pelo aumento progressivo de substâncias humificadas. Os compostos resultantes revelaram possuir boa qualidade, em termos de conteúdo de nutrientes, do conteúdo de matéria orgânica estabilizada, e não tóxica, e do baixo conteúdo em metais pesados. Estes aspectos demonstram que a tecnologia de compostagem pode ser usada como um método de tratamento alternativo para converter o bagaço húmido num correctivo orgânico ou num fertilizante.

III.1.7.3.5. TRATAMENTO TÉRMICO

Miranda et al. (2007) sugeriram o tratamento térmico diferenciado do bagaço húmido, como uma alternativa viável para este resíduo. Neste sistema, uma vez separado o caroço, o bagaço é processado num sistema contínuo de três fases, para extracção do azeite residual, conduzindo a água residual resultante para uma torre de concentração, onde o calor residual do processo de secagem pode ser usado para a redução da humidade. A secagem, após o “*repaso*”, ocorre num secador convencional. A fracção mais leve, a polpa, é separada do bagaço seco através de um sistema pneumático, resultando uma outra fracção constituída por partículas mais pequenas de caroço e a parte mais sólida da polpa, ao que chamaremos bagaço de azeitona residual. Obtêm-se quatro subprodutos diferentes: três sólidos com reduzido teor de humidade e um semilíquido que é um novo produto de teor de humidade muito mais reduzido que as águas ruças, apesar de preservar muitas das suas propriedades contaminantes. Como este resíduo tem um teor de humidade demasiado elevado para o tratamento térmico, neste trabalho os autores experimentaram a adição de um combustível usando uma das várias fracções resultantes da separação do bagaço húmido. Desta forma, conseguiram a eliminação deste resíduo, assim como o aproveitamento do seu poder líquido.

III.1.7.3.6. CONCLUSÕES

A substituição do sistema de extracção de três fases, pela tecnologia de duas fases, reduziu consideravelmente as necessidades de água durante o processo de extracção de azeite. Este facto poderia ter uma repercussão importante em muitos países da região

mediterrânica, que sofrem de severas restrições de água. Além disso, permitiu a eliminação da produção das temíveis águas ruças, gerando um volume de resíduo aquoso muito inferior e menos poluente. Proporcionou ainda uma diminuição de gastos energéticos. Estas vantagens fizeram considerar que se havia criado um sistema de extracção de azeite ecológico, limpo e amigo do ambiente. Contudo, com o novo sistema de extracção de azeite, surgiu a produção de um novo resíduo com características físico-químicas específicas e, apesar das vantagens apontadas anteriormente, o processo de extracção de duas fases não elimina completamente os problemas ambientais. De facto, o bagaço húmido acarreta mais problemas para a sua deposição do que o bagaço seco do sistema de três fases e requer novas opções de manuseamento viáveis económica e ambientalmente. Foram sugeridas muitas soluções para a valorização deste resíduo, mas vários factores devem de ser considerados quando se opta pelo melhor método de revalorização como, por exemplo, a quantidade total de resíduo produzido, o investimento necessário para o tratamento, os terrenos disponíveis, leis locais, entre outros.

Não existe uma solução única para o tratamento e valorização deste resíduo. A solução óptima dependerá das necessidades específicas de cada área local. A maior parte dos países produtores de azeite, na região mediterrânica, está exposta a processos de desertificação, pelo que a aplicação de matéria orgânica será benéfica para melhorar a fertilidade do solo e controlar os processos de erosão. Também na agricultura biológica, o uso destes subprodutos pode representar uma importante fonte de nutrientes, fechando o ciclo resíduos-fontes. Assim, o uso de resíduos de lagares como condicionadores ou fertilizantes do solo pode desempenhar um papel fundamental na manutenção do ecossistema do olival e numa agricultura sustentável.

III.2. DEGRADAÇÃO DOS SOLOS MEDITERRÂNICOS

A degradação do solo é um processo natural a que todos os solos estão sujeitos e pelo qual acabarão por ser afectados. Em natureza, este fenómeno é muito lento e pode ser considerado um processo de amadurecimento, pois em condições naturais o solo tende a manter um equilíbrio entre as propriedades pedogénicas e a vegetação autóctone (Parr e Papendick, 1997). Mas este equilíbrio é facilmente perturbado pela intervenção humana, a qual pode acelerar seriamente o processo de degradação do solo – o que vem acontecendo desde os tempos em que o Homem descobriu que poderia interferir na produção dos seus alimentos. Em condições de taxas de degradação potencialmente mais rápidas do que as taxas de formação e regeneração, extremamente lentas, o solo pode ser considerado um recurso finito, limitado e não renovável.

A importância do solo como recurso natural é indiscutível. Tanto como suporte físico dos ecossistemas e da respectiva produção biológica, como na manutenção da qualidade ambiental e na promoção da saúde vegetal, animal e humana, o solo representa a base para a sobrevivência de qualquer sociedade. A necessidade de preservação do solo é imperiosa, merecendo uma atenção importante todas as acções que possam contribuir para minorar os seus processos de degradação.

Karlen et al. (1997) distinguem as funções do solo, agrupando-as nas seguintes acções:

- Sustentar a actividade biológica, diversidade e produtividade;
- Regular e repartir a água e o movimento de solutos;
- Filtrar, tamponizar, degradar, imobilizar e desintoxicar materiais orgânicos e inorgânicos, incluindo subprodutos industriais e municipais, e de deposição atmosférica;
- Armazenar e reciclar nutrientes e outros elementos da biosfera terrestre;

- Servir de suporte a estruturas socio-económicas e proteger tesouros arqueológicos associados à presença humana na terra.

Os processos de degradação do solo podem ser distinguidos em físicos, químicos e biológicos. A degradação física afecta parâmetros que desempenham um papel importante em propriedades do solo, como porosidade, permeabilidade, estrutura e capacidade de retenção de água, os quais se relacionam com o movimento de água, transporte de nutrientes, penetração radicular e emergência das plantas (Paz et al., 2005). A degradação química pode ocorrer por excessiva lixiviação de nutrientes, contaminação com substâncias químicas perigosas e poluição. A degradação biológica ocorre quando há destruição da matéria orgânica do solo e desaparecimento da vida microbiológica, vegetal e animal, aspectos essenciais à fertilidade do solo.

Os principais processos de degradação do solo são a erosão, provocada pela acção da água, a compactação, devido a operações de mecanização, a salinização, provocada por utilização excessiva de fertilizantes químicos e águas de má qualidade e a diminuição da fertilidade do solo, resultante de uma incorrecta gestão dos recursos naturais (Paz et al., 2005). Estes processos acarretam principalmente diminuição da produção dos solos, mas também são responsáveis por alterações climáticas e consequente perda da biodiversidade, assim como pela escassez de água com qualidade e pelo aumento da carga de sedimentos nas bacias hidrográficas, entre outros.

III.2.1. A EROSÃO

A erosão é considerada como o principal e o mais abrangente factor de degradação dos solos, provocando perdas irreversíveis se a sua acção for prolongada e reduzindo funções ecológicas do solo, como sejam a produção de biomassa, devido à perda de fertilidade do solo, a redução da produção cultural, devido à perda de nutrientes para o desenvolvimento das plantas, e a redução da capacidade de filtro do solo, devido aos desequilíbrios do ciclo hidrológico. Os solos da região mediterrânica estão muito expostos aos processos de erosão, uma vez que estão submetidos a um clima quente e seco, com precipitações irregulares e, frequentemente concentradas em episódios fortes e isolados. Estes aspectos climáticos, associados aos tipos de solo,

deixam os solos desta região muito susceptíveis aos fenómenos de erosão, acarretando todas as consequências negativas que daí advêm.

Documentos históricos relatam que, por exemplo, as antigas cidades de Pella (Norte da Grécia) e Thermopyles (Grécia Central), situadas em zonas costeiras por volta do ano 2500 a C, se encontram actualmente a alguns quilómetros da costa, devido à expansão da terra sobre o mar (Kosmas et al., 1997). Mas, além destes factores naturais adversos, a realidade é que as taxas de erosão, na maior parte dos solos mediterrânicos, têm sido influenciadas pela acção humana desde a antiguidade. Evidências sobre a erosão do solo na Grécia da antiguidade, documentadas após investigações arqueológicas dos ecossistemas antigos, revelaram que as povoações se deslocavam para outras regiões quando os solos perdiam as suas capacidades produtivas, devido à actividade agrícola, regressando anos depois para as zonas anteriormente esgotadas (Jackson, 2002).

III.2.1.1. REDUÇÃO DA CAPACIDADE PRODUTIVA DOS SOLOS

Em termos agronómicos, a erosão pode representar umas das mais sérias ameaças à produtividade dos solos, traduzindo-se na perda de parte ou mesmo totalidade da camada arável, mais rica em matéria orgânica, nutrientes minerais e organismos do solo (Varenes A., 2004), pois são as partículas mais finas e mais férteis as que usualmente são arrastadas pelos agentes erosivos (Caravaca et al., 1993). Segundo Lal (2004), entre todos os processos de degradação, a erosão acelerada dos solos possui o impacto mais severo sobre a reserva de carbono orgânico do solo.

A produção cultural responde à erosão do solo de acordo com um conjunto de factores, como o tipo de cultura, as propriedades do solo, as práticas culturais e características do clima. Segundo Bakker et al. (2004), nos últimos 50 anos, produziu-se um número significativo de pesquisas para estudar a relação entre a erosão e a produtividade cultural, mas as conclusões destas pesquisas não são consistentes. Alguns estudos evidenciam uma forte resposta negativa da produtividade cultural à erosão; outros referem respostas menos significativas ou nulas. Contudo, ainda segundo estes autores, a grande variabilidade na magnitude de resultados pode ser atribuída a diferentes metodologias utilizadas na investigação, além dos factores culturais

mencionados. Estes autores elaboraram uma revisão exaustiva das investigações publicadas sobre a relação entre a erosão e a produtividade dos solos, no contexto de uma agricultura intensiva e mecanizada, a qual avaliaram em função de um conjunto de variáveis. Os resultados que alcançaram sugeriram que é possível desenvolver uma teoria global sobre a resposta da produtividade à erosão do solo, considerando as diferentes metodologias. Na opinião destes investigadores, as reduções de produção causadas por problemas físicos e défice de água serão de cerca de 4% por 10 cm de solo perdido. Zonas afectadas por taxas moderadas de erosão (cerca de 10 Mg ha⁻¹ano⁻¹) perderão 0.4% de produção por década, mas em áreas afectadas por erosão mais severa este valor poderá facilmente tornar-se dez vezes superior. De uma forma geral, concluíram, a redução na produtividade do solo será tanto mais severa quanto maior for a erosão e quanto mais dificuldades os sistemas radiculares, das culturas instaladas, encontrarem para o seu desenvolvimento. A ECAF (1998) menciona reduções de produção de 9 a 34% em solos que sofreram severas taxas de erosão, referindo estudos de *National Resources Conservation Service* (1998), o que representa produções inferiores àquelas registadas em solos com problemas de erosão menos significativos. Estes valores corroboram a teoria de que as produções são inferiores àquelas que se obtêm em solos protegidos, porque a erosão reduz a produtividade dos solos e a disponibilidade de água.

III.2.1.2. PERDA DE NUTRIENTES

Relativamente à perda de nutrientes devido a fenómenos de erosão, encontram-se diversos trabalhos publicados, mas os resultados obtidos nas diferentes investigações variam bastante devido à complexidade dos factores intervenientes nos processos de erosão e às metodologias usadas durante os ensaios. O principal factor de variabilidade prende-se com a intensidade da precipitação, associado à protecção do solo relativamente à acção da água. A vinha, sendo uma das culturas onde incorrem grandes perdas de solo por erosão no ambiente Mediterrânico (Kosmas et al., 1997), é uma das culturas onde as perdas de nutrientes são frequentemente estudadas.

Ramos et al. (2003), por exemplo, avaliaram as perdas de nutrientes numa vinha do Nordeste Espanhol, causadas por um evento extremo de precipitação em Junho de 2000. A precipitação total desse evento foi de 215 mm, 205 mm dos quais se registaram

em 2 h e 15 minutos. A intensidade máxima em períodos de 30 minutos alcançou 170 mm h⁻¹. As perdas de nutrientes associadas ao processo de erosão foram de 108.5 kg ha⁻¹ de azoto, 108.6 kg ha⁻¹ de fósforo e 35.6 kg ha⁻¹ de potássio. Em determinadas áreas dentro do talhão estudado, houve perdas superiores a 3000 kg ha⁻¹ de azoto, 2500 kg ha⁻¹ de fósforo e 800 kg ha⁻¹ de potássio, e áreas de sedimentação com cargas superiores a 4000 kg ha⁻¹ de azoto, 2000 kg ha⁻¹ de fósforo e 1100 kg ha⁻¹ de potássio. Estes valores são muito superiores àqueles que correspondem às perdas anuais obtidos na mesma área com uma pluviosidade anual de 937 mm e tempestades com intensidades médias de precipitação não superiores a 31 mm h⁻¹ apresentados por Usón (1998), citado pelos autores. O evento de Junho 2000 tem um período de recorrência de 105 anos, pelo que não é comparável com qualquer outro estudo sobre a perda de nutrientes devido a eventos extremos de precipitação.

Douglas et al. (1998) apresentaram perdas anuais de N entre 20 a 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e perdas de P entre 8 e 48 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em talhões sob pousio contínuo, em contraste com perdas de N entre de 5 a 70 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e perdas de P entre 2 e 28 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em talhões onde se cultivou trigo. Estes estudos referem-se a períodos de tempo que incluem alguns eventos extremos. Valores muito mais baixos foram observados por Deban e Conrad (1976) em locais de chaparral não perturbados de encostas da Califórnia (perdas de N de 15.1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e perdas de P de 3.5 kg ha⁻¹ ano⁻¹), áreas em que o coeficiente de escorrência foi inferior a 25%.

III.2.1.3. PERDAS DE SOLO

Muitos investigadores tiveram oportunidade de registar grandes perdas de solo durante eventos muito intensos de precipitação. Arnaez et al. (2007) citam resultados obtidos por diferentes investigadores, com perdas de solo de 34 a 282 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, verificados durante precipitações de 100 e 187 mm h⁻¹ respectivamente, no sul de França e Espanha. Mas, além destes eventos excepcionais, com longos períodos de retorno, referem aqueles que são muito menos intensos, mas muito mais frequentes, podendo causar elevadas taxas de erosão.

Arnaez et al. (2007) analisaram dados sobre escorrência superficial e perdas de solo em vinhas de encostas moderadamente declivosas, reproduzindo 22 tempestades

com variação de intensidades entre 30 e 117.5 mm h⁻¹. O Objectivo deste estudo foi avaliar como a intensidade da precipitação afecta a escorrência e erosão dos solos, tendo sido utilizados simuladores de precipitação com intensidades de períodos de retorno de 2 a 127 anos. Os valores de escorrência superficial obtidos variaram de 7.2 mm h⁻¹, para intensidades de precipitação baixas e períodos de retorno curtos, a 41.9 mm h⁻¹, com simulação de precipitações mais intensas e períodos de retorno superiores. A escorrência aumentou linearmente com a intensidade de precipitação ($r^2=0.760$, $p < 0.001$). As perdas de solo também aumentaram com a intensidade da precipitação, contudo a relação foi estatisticamente baixa ($r^2=0.368$, $p < 0.005$), comprovando que a variabilidade nas perdas de solo não se relaciona exclusivamente com a intensidade da precipitação. Segundo os autores, os resultados apresentados confirmam a extrema complexidade dos processos de erosão, especialmente a relação entre as perdas de solo e a intensidade de precipitação.

III.2.2. FACTORES RESPONSÁVEIS PELA EROSÃO

As principais razões apontadas no relatório técnico da EEA (2003) como responsáveis pelos elevados níveis de erosão na Europa prendem-se com as práticas de agricultura insustentáveis, adoptadas nas últimas décadas, e com a intensificação da agricultura em zonas de risco de degradação médio a elevado. A desflorestação e a construção urbana, descontroladas, também são apontadas neste relatório como factores que contribuem para os elevados níveis de erosão. Contudo, os investigadores desta área, reconhecem a erosão do solo como uma conjugação dinâmica e complexa de processos, que ocorre em todos os sistemas naturais, mas que é particularmente séria e problemática em ambientes semi-áridos, sujeitos a forte pressão humana (López-Bermúdez, 1990). Os ambientes semi-áridos, como se referiu estão expostos a condições climáticas particulares, favoráveis a processos degradativos dos solos.

III.2.2.1. CLIMA E TOPOGRAFIA

Imeson (1990) aponta a elevada intensidade das precipitações que ocorrem após verões muito secos e a elevada flutuação na quantidade de precipitação, a curto e longo prazo, como principais características climáticas que afectam a vulnerabilidade da região Mediterrânica à erosão. Ramos e Martinez-Casasnovas (2006b) são da mesma

opinião, afirmando que o clima Mediterrânico é caracterizado por um complexo padrão de variabilidade sazonal e espacial, com flutuações pluviométricas elevadas e imprevisíveis, de ano para ano, e com frequentes eventos de elevada precipitação o que incrementa a vulnerabilidade da região para a erosão. Kosmas et al. (1997) acrescentam que as elevadas taxas de erosão que ocorrem nas áreas mediterrânicas são atribuídas ao regime climático associado a uma cobertura vegetal normalmente pobre. A humidade do solo disponível para o desenvolvimento vegetal é demasiado reduzida, onde as baixas precipitações se aliam a elevadas taxas de evapotranspiração, conduzindo a uma precária cobertura do solo. Nestas condições, as defesas do solo, em relação ao escoamento superficial, são reduzidas.

Kosmas et al. (1997) avaliaram os níveis de erosão dos solos em diferentes zonas mediterrânicas e em solos sob diferentes usos, e constataram que em regiões onde a precipitação média anual é muito baixa, normalmente inferior a 300 mm/ano, os valores de escoência e perda de sedimentos são muito elevados, facto relatado também por Cerdà (1998). Nestas regiões, a cobertura vegetal é tão escassa, devido ao constante stress hídrico, que a superfície do solo permanece nua mesmo durante o Inverno, logo muito exposta aos fenómenos de erosão. Com precipitações superiores a 300 mm ano⁻¹, o efeito de protecção supera os efeitos erosivos das chuvas crescentes e as perdas de solo diminuem, mesmo que aumentem as precipitações. Contudo há evidências que demonstram que as perdas de solo podem aumentar de novo, para precipitações mais elevadas, devido ao aumento da escoência.

Também Cerdà (1998) realizou uma investigação para determinar as relações entre o clima e as características hidrológicas e erosivas do solo, utilizando simuladores de precipitação, em três gradientes climatológicos de litologias calcárias semelhantes, na região mediterrânica. Os resultados revelaram que a precipitação média anual não está directamente correlacionada com a erodibilidade, infiltração e escoência do solo. O efeito do clima nos processos geomorfológicos não tem um impacto significativo na escoência e infiltração, à escala do pedon, o que levou o autor a concluir que, apesar de o clima influenciar os processos erosivos nestas regiões, parece que o impacto de factores relacionados com o uso do solo também terá uma influência directa nestes processos. O impacto da acção humana, principalmente o sobre-pastoreio e fogos,

parece ser mais relevante para as respostas hidrológica e erosiva dos solos, na região Mediterrânica.

Em relação à topografia, apresenta-se o trabalho de Koulouri e Giourga (2007) no qual os autores demonstraram que além de outros factores, o declive do solo pode afectar o seu nível de degradação. Assim, os investigadores conduziram um estudo de campo para monitorizar a erodibilidade de solo não cultivado, introduzindo a variável *declive*. Consideraram três tipos de utilização do solo (cultivo, abandono recente e abandono antigo), em dois declives diferentes. Os resultados evidenciaram que o impacto do abandono do tradicional cultivo extensivo, sobre as perdas de sedimentos devido à erosão, diferiu consoante o declive do terreno. Nos solos de declive acentuado (25%), a erosão do solo aumentou de forma significativa, provavelmente porque diminuiu a densa cobertura de protecção de plantas anuais e aumentou a cobertura de plantas arbustivas, enquanto os terraços que suportavam o solo se desmoronam, o que resultou numa diminuição da protecção do solo, relativamente à perda de partículas. Nos solos de declive muito acentuado (40%), as perdas de partículas de solo mantiveram-se nos mesmos níveis elevados após abandono de cultivo, porque neste caso, o declive foi o factor determinante para a perda de partículas de solo.

III.2.2.2. PRÁTICAS AGRÍCOLAS E USO DO SOLO

Dados de várias fontes, revelam que a erosão provocada pela mecanização agrícola pode atingir mais de 70% de toda a área cultivada (EEA, 2003). Segundo o relatório da EEA (1998), os principais factores responsáveis pela erosão na Europa são os sistemas de cultura que deixam a superfície do solo descoberta durante a estação das chuvas e contemplam a queima de resíduos. As mobilizações excessivas, assim como a realização dessas mobilizações em condições de reduzida humidade do solo, resultam na degradação da estrutura do solo, aumentando a sua susceptibilidade para a erosão. Zalidis et al. (2002) apontam as dramáticas alterações das práticas agrícolas implementadas nos últimos 50 anos como um dos principais factores responsáveis pela degradação ambiental na região Mediterrânica, especialmente através dos impactos sobre os recursos solo e água. Ainda neste âmbito, a EEA (1998) responsabiliza a Política Agrícola Comum (PAC), associada a outras políticas nacionais, pelo encorajamento da intensificação da agricultura na Europa ocidental, através do uso

excessivo de fertilizantes químicos, do aumento do tamanho das propriedades e dos grandes encabeçamentos animais. Esta intensificação da agricultura levou ao abandono de práticas tradicionais de rotação e promoveu opções culturais que favoreceram a produção de silagens e milho, em detrimento de culturas leguminosas, por exemplo, refere a mesma fonte.

A zona de Anioia–Penede, no NE de Espanha, é um claro exemplo da influência de práticas agrícolas inadequadas sobre a erosão dos solos (Ramos e Martinez-Casasnovas, 2006b). Segundo estes autores, as alterações de uso do solo e dos padrões culturais, adaptados para a mecanização das parcelas, eliminaram as principais medidas tradicionais de conservação do solo, o que acelera os processos de erosão. A tradicional condução livre de vinhas plantadas nas linhas de contorno e em sulcalcos são substituídas, em muitos casos, por conduções em linhas perpendiculares ao desnível máximo. Nesta zona, realizam-se frequentemente operações mecânicas de campo para reduzir os desníveis existentes, conduzindo a movimentos de solo consideráveis. Estas operações conduzem à destruição da camada superficial do solo, pois o horizonte mais fértil é misturado e enterrado sob materiais mais pobres, provenientes de camadas mais profundas do perfil do solo. As implicações ambientais destas operações são graves, porque além de produzirem alterações da paisagem, contribuem seriamente para a degradação do solo. Estes movimentos geram solos mal estruturados e pobres em matéria orgânica, o que reduz a sua capacidade de retenção de água e aumenta a escorrência e a erosão.

Kosmas et al. (1997) investigaram o efeito do uso do solo e da precipitação na escorrência anual e na perda de solo, em oito pontos diferentes ao longo da região Mediterrânica norte e da costa atlântica (Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia). Os locais seleccionados representam uma diversidade de paisagens agrícolas e usos de solos diferentes, representativos da região Mediterrânica, como cereais de sequeiro, vinhas, olival, plantação de eucaliptos e vegetação natural. Os resultados neste estudo permitiram concluir que o uso do solo pode afectar seriamente a escorrência e erosão do solo. As taxas de escorrência e perda de sedimentos mais elevadas foram medidas nas zonas montanhosas com vinhas instaladas. As zonas cultivadas com trigo revelaram-se sensíveis à erosão, especialmente durante o Inverno. Os olivais em condições

seminaturais, com vegetação anual, apresentaram reduzida perda de sedimentos. A erosão nas pastagens naturais aumentou com a diminuição da precipitação. Para estes investigadores, ficou claro que a manutenção de uma cobertura vegetal e o uso correcto dos solos são factores importantes no controlo da intensidade e frequência do escoamento superficial, logo na erosão superficial. A justificação para os valores de escoência e perda de solo, substancialmente superiores nos solos ocupados com vinha, residiu no facto de estes solos se encontrem descobertos praticamente todo o ano, aliado a uma frequente intervenção de maquinaria pesada para controlar as infestantes, o que afecta negativamente a estabilidade de agregados e o conteúdo de matéria orgânica, favorecendo ainda mais a escoência e erosão. Pelo contrário, olivais em regime extensivo, submetidos a uma cobertura vegetal praticamente durante todo o ano, revelaram os menores valores de escoência.

Koulouri e Giourga (2007) compilaram alguns dos resultados encontrados na bibliografia mais recente sobre valores de erosão média encontrados para as diferentes formas de uso do solo, os quais se representam na Tabela 3.2.1.

Tabela 3.2.1 - Erosão média anual medida para diferentes usos de solo em ecossistemas mediterrânicos

Referência	Uso do Solo	Erosão (kg ha ⁻¹)*
Arhonditsis et al. (2000)	Mata (maquis)	204
Arhonditsis et al. (2002)	Olival abandonado (5 anos)	30
	Olival em cultivo	65
	Olival com pastagem	55
Francis (1990)	Cultivo Abandonado 1 ano	24
	Cultivo Abandonado 2 anos	32
	Cultivo Abandonado 5 anos	41
	Cultivo Abandonado 20 anos	19

Fonte: Koulouri e Giourga (2007) *Cremos que os autores desejam expressar Mg ha⁻¹.

Ainda em relação ao uso dos solos, algumas investigações (Martinez-Fernandez e tal., 1995; Lasanta et al., 2000; Pardini et al., 2003) têm sido dirigidas no sentido de avaliar o impacto do abandono dos solos sobre a sua degradação. Segundo Pardini et al. (2003) as alterações experimentadas pelos países mediterrânicos, após a introdução da agricultura moderna, conduziram ao abandono generalizado de planaltos, existindo actualmente cerca de 300 000 parcelas em sulcalcos, abandonadas nestes países. Grande parte deste território está coberta por densas matas arbustivas sem qualquer tipo de

intervenção zelosa, que é periodicamente devastado por incêndios. Dependendo da susceptibilidade do solo para a erosão, do clima e da geomorfologia, muitos destes solos tornaram-se baldios. Estes processos acarretam implicações ambientais em termos de perda da heterogeneidade paisagística, risco de incêndios e alterações na qualidade do solo e da água.

Mas, de acordo com Pascual et al. (2000), o abandono de solos Mediterrânicos após intensas práticas agrícolas, causa uma perda de qualidade do solo e quanto mais tempo são abandonados, mais degradados se tornam, devido à combinação entre baixos teores em matéria orgânica, baixo teor de nutrientes e reduzida actividade microbiológica. Esta conclusão permite perceber que quando a actividade agrícola é abandonada em solos desgastados, a sua posterior recuperação é difícil porque o solo não reúne as condições para a mesma. Neste sentido, os autores recomendam a incorporação de resíduos orgânicos nestes solos, após abandono do uso agrícola. Esta poderá ser uma boa estratégia para preservar e incrementar a qualidade do solo para o uso futuro. As aplicações de resíduos orgânicos, para estes autores, não só aumentam os níveis de matéria orgânica, como também conduzem ao desenvolvimento da vegetação natural capaz de manter uma elevada biomassa microbiana e iniciar o processo de recuperação dos solos. Também Cerdà (1998) aconselha um programa de cobertura vegetal após distúrbios do solo como o abandono, fogos florestais ou sobre-pastoreio. Este programa deverá favorecer uma rápida regeneração de ervas semeadas, promovendo o aumento da agregação do solo. As espécies herbáceas deverão ser seguidas de arbustos de porte médio, pois estes melhorarão a resistência do solo à erosão

Ainda em relação ao impacto das formas de uso do solo sobre a sua degradação, refere-se o trabalho de Celik (2005). Este autor estudou três solos adjacentes, sujeitos a diferentes usos: solos em cultivo que tinham sido convertidos em pastagens há 12 anos, floresta fragmentada e solos de pastagens inalterados. Com este estudo, o investigador constatou que a conversão dos solos de pastagem natural em solo cultivado resultou numa redução do teor de matéria orgânica (MO), em média, de 49%. Os valores de MO obtidos nos solos de pastagem e floresta foram quase similares. Observou também uma

alteração significativa na densidade aparente do solo entre os solos sob cultivo (1.33 Mg m^{-3}), pastagem (1.19 Mg m^{-3}) e floresta (1.25 Mg m^{-3}), a uma profundidade de 0-10 cm.

III.2.3. FACTORES DETERMINANTES PARA CONTROLO DA DEGRADAÇÃO DOS SOLOS

III.2.3.1. COBERTURA VEGETAL

Muitos autores demonstraram que, numa larga gama de ambientes, quer a perda de sedimentos, quer a escorrência decrescem exponencialmente à medida que a percentagem de cobertura vegetal aumenta (Kosmas et al., 1997). A cobertura vegetal contribui para a formação e estabilidade dos agregados do solo ao fornecer matéria orgânica através dos resíduos vegetais (Caravaca et al., 2003), além de proteger a camada superficial do solo da acção erosiva da água e do vento. Esta ideia é reforçada por Cerdà (1998) que afirma que a cobertura vegetal é uma dos factores chave na influência da erodibilidade do solo, devido à sua acção positiva na qualidade do solo, resultante da matéria orgânica incorporada através dos seus resíduos. Este aspecto torna-se ainda mais importante à luz dos aumentos de temperatura do solo na região mediterrânica (Martínez-Mena et al., 2002).

A vegetação também favorece a acção do clima, pois promove a infiltração da água e regula amplitudes microclimáticas entre as plantas por causa da sombra, com explicam Cammerat et al. (1999). Para estes investigadores, sob as plantas e zonas com vegetação, além dos valores de matéria orgânica serem superiores, também se gera um microclima especial, com amplitudes térmicas muito mais pequenas, mais sombra e normalmente condições de humidade do solo mais favoráveis, do que nas zonas descobertas. Estas condições deverão gerar fauna e floras mais activas e, como consequência, agregados mais fortes. Assim, qualquer redução na cobertura vegetal pode conduzir a um aumento dos processos de erosão (Martínez-Mena et al., 2002)

Vários investigadores realizaram estudos no sentido de avaliar a influência da cobertura vegetal sobre a protecção do solo contra a erosão. Kosmas et al. (2000), por exemplo, conduziram estudo na Ilha de Lesvos (Grécia) para avaliar parâmetros do solo relacionados com o desempenho da vegetação e o nível de erosão. Os dados sobre a

precipitação indicam que a ilha pode ser dividida em duas zonas climáticas distintas: a parte Ocidental, semi-árida, e a parte Este, sub-húmida. As condições climáticas adversas na zona da ilha, nomeadamente a reduzida precipitação e a elevada taxa de evapotranspiração, afectam significativamente o desenvolvimento vegetal e o nível de erosão desta zona. Apesar de ambas as zonas se encontrarem sob condições topográficas e geomorfológicas idênticas, a vegetação dominante na zona semi-árida é pobre, enquanto a parte sub-húmida da Ilha é povoada por oliveiras e árvores florestais. Deste estudo, destacam-se alguns resultados que, apesar de não diferirem do esperado, confirmam a importância da protecção proporcionada pela cobertura vegetal nos solos. A cobertura vegetal aumentou com o aumento de precipitação e profundidade do solo. Por sua vez, a erosão diminuiu com o aumento de precipitação, para zonas com as mesmas classes de declive.

III.2.3.2. ESTRUTURA DO SOLO

A estrutura do solo é a propriedade física que caracteriza a forma e arranjo das partículas sólidas do solo, dos seus poros e da sua continuidade. Esta propriedade é responsável pela capacidade de um solo reter e transmitir fluidos, substâncias orgânicas e inorgânicas, e pela capacidade de promover um desenvolvimento e crescimento vigoroso das raízes (Lal, 1991). Uma estrutura favorável, juntamente com uma elevada estabilidade dos agregados, são parâmetros importantes para a promoção da fertilidade do solo, pois aumentam a produtividade agronómica, favorecem a porosidade e diminuem a erodibilidade dos solos (Bronick e Lal, 2005).

A estrutura do solo é frequentemente expressa pelo nível de estabilidade dos agregados. Os agregados do solo são partículas secundárias formadas através da combinação de partículas minerais com substâncias orgânicas e inorgânicas. Quer as partículas, quer os materiais que promovem a sua união podem ser de origem orgânica ou mineral (Sollins et al., 1996). A complexa dinâmica de agregação é o resultado da interacção entre vários factores, incluindo o ambiente, manejo do solo, influência das plantas e propriedades como composição mineral, textura, concentração de carbono orgânico, processos pedogénicos, actividade microbológica, iões de troca, reserva de nutrientes e disponibilidade de humidade (Bronick e Lal, 2005). O tamanho dos agregados varia de micros a milímetros, sendo frequentemente classificados de acordo

com a sua capacidade de resistir à desagregação pela acção da água (Sollins et al., 1996).

A matéria orgânica é um importante factor de agregação do solo (Tisdall e Oades, 1982), verificando-se que a estabilidade dos agregados revela normalmente uma boa correlação com o conteúdo em carbono orgânico no solo. O carbono orgânico promove a agregação através da ligação das partículas primárias do solo. Bronick e Lal (2005) referem que a estabilidade destas ligações está relacionada com a taxa de decomposição da matéria orgânica, a qual é, por sua vez, influenciada pela protecção física e química proporcionada pela acção microbiana. As raízes e hifas das plantas, por sua vez, reorganizam as partículas e libertam compostos orgânicos que as mantêm unidas. Os agentes orgânicos de ligação são classificados em *transitórios*, principalmente polissacarídeos, *temporários*, raízes e hifas de fungos e *persistentes*, componentes aromáticos resistentes, associados a catiões metálicos polivalentes. As raízes e as hifas estabilizam os macro-agregados (diâmetro > 250 µm) consequentemente, a macro-agregação é controlada pelas práticas culturais do solo, pois estas práticas influenciam o crescimento das raízes e a oxidação do carbono orgânico. A estabilidade em água dos micro-agregados depende dos agentes de ligação persistentes e parece ser uma característica do solo, independente das práticas culturais (Tisdall e Oades, 1982).

Muitos autores têm reportado relações positivas entre a estabilidade dos agregados e a protecção do solo contra a escorrência e erosão. De facto, o processo de erosão do solo, através da acção água, inicia-se quando as partículas que constituem os agregados se soltam devido ao impacto das gotas de chuva. Assim, para um agregado ser destruído, a força de desagregação das gotas de água tem de superar a força de resistência intrínseca dos agregados do solo (Mbagwu e Bazzoffi, 1998). Então, a maior ou menor extensão para a qual um solo está sujeito à erosão, depende das forças coesivas que mantêm as estruturas unidas, promovendo a resistência dos agregados à acção das gotas de chuva.

À medida de susceptibilidade do solo para a desagregação e transporte por agentes erosivos, chama-se *erobilidade*, a qual resulta do efeito integrado entre os processos que regulam a recepção da água da chuva e a resistência do solo à desagregação das suas partículas, com subsequente transporte (Cerdà, 1998b). Estes processos são

influenciados por propriedades do solo como distribuição do tamanho das partículas, estabilidade estrutural, conteúdo em matéria orgânica, química do solo e tipo de argilas. Na equação universal de perda de solo (Equação USLE), a erodibilidade de um solo é calculada com base na textura do solo, conteúdo em matéria orgânica, grupo estrutural e classe de permeabilidade (Duikers et al., 2001).

Como a avaliação da susceptibilidade de um solo para a escorrência e erosão, no campo é normalmente dispendiosa, e demorada, e como alguns autores têm reportado a relação entre esta susceptibilidade e a estabilidade dos agregados, Cammerat e Imeson (1998) estudaram a possibilidade de usar os parâmetros da agregação do solo como indicadores da vulnerabilidade de um ecossistema, sob condições semi-áridas e sub-húmidas. Neste sentido, avaliaram a estabilidade e distribuição dos agregados em solos ocupados por uma vegetação arbustiva aberta, em diferentes sítios do Sul de Espanha e de França, utilizando *drop* testes e determinando a distribuição dos agregados por tamanho. Avaliaram ainda os efeitos de longo termo, através do estudo de solos sob cultivo, solos abandonados e solos cobertos por uma vegetação semi-natural, em substratos e talhões comparáveis. Perante os resultados obtidos, os autores constataram que os agregados eram mais estáveis, e maiores, nos solos sob vegetação, quando comparados com solos em áreas descobertas, na imediação. Ficou ainda claro, para os autores, que a agregação dos solos e a estabilidade dos agregados aumenta ao longo do tempo nos solos não perturbados. A agregação do solo pode, nestes casos, ser considerada como um indicador-chave para compreender a resiliência de um ecossistema ao distúrbio, uma vez que as propriedades de macro-agregação têm uma inércia relativa baixa, respondendo rapidamente.

III.2.3.3. MATÉRIA ORGÂNICA

Os solos das regiões semi-áridas, como os da região mediterrânica, são naturalmente pobres em matéria orgânica e não possuem resiliência para reagir aos efeitos de uso de solo e de práticas inapropriadas, o que pode conduzir a degradação permanente da sua produtividade. Garcia et al. (1992) consideram que a diminuição do conteúdo em matéria orgânica nos solos mediterrânicos é uma das causas de degradação do seu potencial produtivo mais significativa nesta região. Este aspecto é cumulativo, pois solos com baixos níveis de matéria orgânica, baixa capacidade de troca catiónica e

reduzido poder tampão, sob condições de cultivo, vêem o teor de matéria orgânica declinar rapidamente.

São vários os factores responsáveis pelo declínio do teor de matéria orgânica nos solos mediterrânicos e muitos são impulsionados pela actividade humana. Como se referiu anteriormente, a conversão de pastagens, florestas e vegetação natural em solos de cultivo, conduz à redução do conteúdo em matéria orgânica desses solos. Mobilizações excessivas dos solos aráveis aceleram a mineralização do seu já escasso conteúdo em matéria orgânica. O sobre-pastoreio, a erosão do solo e os incêndios florestais são outros fenómenos que contribuem para o declínio da matéria orgânica dos solos desta região.

O clima quente e seco da região mediterrânica não favorece o desenvolvimento da vegetação, cujos resíduos contribuiriam para um retorno de matéria orgânica ao solo. Antes, as elevadas temperaturas, aceleram os processos de decomposição, favorecendo a sua rápida depleção. A perda de matéria orgânica, por seu lado, conduz ao declínio da fertilidade e da estrutura do solo; diminui a capacidade de penetração das raízes e permeabilidade. Estes efeitos são nefastos para o risco de erosão dos solos e para a actividade microbiológica dos mesmos. A matéria orgânica dos solos é um parâmetro muito importante para a manutenção da sua fertilidade e qualidade, sendo a ele dedicado o capítulo seguinte desta revisão bibliográfica.

III.2.3.4. INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

A incorporação de resíduos orgânicos tem sido apontada como uma forma eficaz e sustentada para recuperar ou manter a qualidade dos solos. O seu efeito sobre as propriedades do solo é abordado no capítulo III.4 desta revisão bibliográfica.

III.2.4. CASO PARTICULAR DO OLIVAL

A grande maioria dos solos de olival são caracterizados por apresentar teores de matéria orgânica muito baixos e estão expostos a processos de degradação progressiva (López-Piñeiro et al., 2008). Contudo, a abordagem da degradação dos solos de olival não pode acontecer sem uma caracterização dos diferentes sistemas de cultivo encontrados, actualmente, em todas as regiões produtoras de azeite. Na realidade, o

sistema de cultivo da oliveira manteve-se imutável durante centenas de anos, sucedendo-se, ao longo das gerações de olivicultores, as mesmas práticas de cultivo e manejo do olival. Mas, nas últimas décadas, de acordo com as políticas de intensificação de produção necessárias ao consumo crescente, assim como às alterações socio-económicas, que conduziram à redução da disponibilidade de mão-de-obra, esta actividade tem sofrido alterações intensas. Os sistemas de produção de azeitona têm sido empurrados para solos mais férteis e mais planos (Duarte et al., 2007) onde se podem garantir níveis de produtividade mais elevados.

O progresso nas técnicas agronómicas, como a extensão do regadio, também tem contribuído para o aumento desta produtividade (Gomez et al., 2008). O resultado é a actual coexistência de diversos sistemas de cultivo do olival, díspares não só nas tecnologias empregues, como nos níveis de produtividade. Beaufoy (1998) define três sistemas diferentes que incluem o sistema tradicional, o sistema semi-intensivo e o sistema intensivo (Tabela 3.2.2). Os valores apresentados por Beaufoy (1998), tanto para as densidades de plantação, como para as produções do sistema intensivo, são valores médios, podendo com frequência ser encontrados olivais intensivos com 250 a 400 árvores ha⁻¹ (Pastor, data desconhecida).

A evolução das técnicas de cultivo do olival tem conduzido a alterações tão expressivas, que a realidade da década de noventa não é mesma da década actual. O exemplo que melhor evidencia a evolução deste sector é o sistema de produção superintensivo, cuja instalação vai sendo cada vez mais frequente. Segundo Pastor et al. (data desconhecida) a área ocupada por este tipo de olival, em Espanha, aumentou de 1000 para 15 000 ha, de 1998 a 2006. Segundo a mesma fonte, outros países têm também implantado este sistema, totalizando, em 2006, uma área mundial de 27 000 ha (EUA: 3000, Chile: 2500, Marrocos: 1500, Tunísia: 1500, Portugal: 1200, Argentina: 1000, Itália: 500, França: 500, Austrália: 500, Grécia: 250 e Turquia: 200 ha).

Tabela 3.2.2 - Características de produção dos sistemas de olival em Espanha

Tipo de plantação Características de Produção	Tradicional Sequeiro	Semi-intensivo Sequeiro	Intensivo Regadio
Tipo árvore, variedade	Grande porte	Porte inferior	Anãs
Densidade de plantação (árvore ha ⁻¹)	Até 100 (10 x 10m)	100-200 (8 x 8m)	Mais de 200 (7 x 7m)
<i>Inputs</i> químicos	Muito baixo	Elevado	Elevado
Controlo infestantes	Gradagem ocasional	Gradagem regular	Uso de herbicidas
Cultivo em sulcalcos	Comum	Ocasional	Raro
Cultura de cobertura	Rara	Rara	Nenhuma
Produção média (kg ha ⁻¹)	1000	2100	4000
Consistência na produção	Muito baixa	Baixa	Elevada
Área partilhada (%)	50	40	10

Fonte: Beaufoy (1998)

O sistema de produção superintensivo caracteriza-se por densidades de plantação compreendidas entre 1000 e 2500 árvores ha⁻¹ (Pastor, 2000) e resulta da transformação das operações culturais, como as práticas de manutenção, técnicas de formação, e condução das plantações, e técnicas de poda. A colheita da azeitona, neste regime, totalmente mecanizada, é realizada em contínuo através de maquinaria usada para a vinha ou de novas máquinas desenvolvidas para o efeito (Soriano et al., data desconhecida). As produções são muito elevadas, em comparação com o sistema tradicional ou mesmo com o sistema intensivo, alcançando-se safras da ordem de 15 000 kg azeitona ano⁻¹.

III.2.4.1. SISTEMA DE CULTIVO TRADICIONAL

É sabido que tradicionalmente os olivais eram instalados em terrenos marginais, confinados a solos declivosos e pedregosos, ocupando extensas áreas montanhosas da paisagem mediterrânica. Estes olivais caracterizam-se, assim, por factores limitantes como solos esqueléticos, declives acentuados e precipitação escassa, o que, em combinação com a idade das árvores, contribui para a baixa produtividade dos mesmos (Duarte et al., 2007). Este aspecto, agravado por factores económicos e sociais, pela localização geográfica e acessibilidade limitada, tem conduzido ao abandono de extensas áreas de olival. Contudo, muitos dos olivais tradicionais têm sido convertidos em olivais semi-intensivos ou tradicionais melhorados.

Conforme se pode observar na Tabela 3.2.2, o sistema de cultivo tradicional está associado a olivais de sequeiro, com baixa densidade de plantação e baixa produção,

frequentemente instalados em socalcos e mantidos numa reduzida adição de agrotóxicos. Segundo alguns investigadores, as técnicas culturais associadas a este sistema, como a utilização de mobilização convencional para eliminar as infestantes, têm conduzido os olivais a problemas de erosão, principalmente quando se localizam em terrenos declivosos (Gomez et al., 2008). Martínez et al. (2006) suportam esta teoria, embora reconheçam a falta de uniformidade dos resultados das investigações realizadas neste âmbito (devido à elevada diversidade de condições ambientais consideradas nos diferentes estudos). Na opinião de Castro et al. (2008), tanto a mobilização do solo, como a mobilização reduzida ou a não mobilização sem cobertura vegetal, nestes olivais, conduzem à redução dos conteúdos de matéria orgânica e azoto por minimizarem a incorporação de resíduos orgânicos. Por outro lado, outras investigações têm revelado que a não mobilização destes solos pode conduzir à redução da sua taxa de infiltração, devido ao aumento da densidade aparente, e ao conseqüente aumento de problemas de escorrência e erosão. Desta forma, segundo investigações realizadas por diversos grupos de trabalho, a manutenção de uma cobertura vegetal nestes olivais tem revelado benefícios importantes no controlo da erosão do solo. Apresentam-se, de seguida os resultados de dois ensaios que evidenciam as diferenças entre os sistemas de cultivo no olival tradicional.

Gómez et al. (1999) compararam o efeito de dois sistemas de cultivo: mobilização convencional (MC) e não mobilização (NM) sobre a taxa de infiltração do solo, entre outros parâmetros físicos. À semelhança de outros ensaios, os resultados obtidos permitiram o reconhecimento de duas zonas distintas no olival em estudo: uma sob as copas das árvores e outra nas linhas entre as árvores. As propriedades físicas revelaram diferenças significativas entre os dois sistemas de cultivo e entre as distintas zonas, de cada sistema. Após 15 anos, o solo NM atingiu uma elevada densidade aparente, em relação ao solo sujeito à mobilização convencional, o que reduziu a taxa de infiltração, particularmente na zona das linhas entre as árvores. Apesar desta redução, o solo manteve uma infiltração potencial moderada, o que foi atribuído à elevada taxa de infiltração inicial do solo, à macroporosidade que se manteve na zona sob as árvores e às características do solo. Ainda assim, os autores advertiram para a necessidade de um estudo dos efeitos da NM em solos com uma inerente taxa de infiltração reduzida e naqueles com propensão para o selamento.

Martínez et al. (2006) realizaram um ensaio semelhante ao anterior, mas com a introdução de uma terceira modalidade, comparando o efeito de não mobilização (NM), mobilização convencional (MC) e não mobilização com cobertura em bandas de cevada (NMC) sobre a erosão do solo, a escorrência e a perda de nutrientes. Os valores de erosão e escorrência, mais elevados (que variaram entre 10.5 e 40.7 t ha⁻¹ ano⁻¹ e entre 26.5 e 51.5 mm ano⁻¹, respectivamente), foram medidos nas unidades experimentais sujeitas ao regime de NM e os valores mais baixos, nas unidades NMC. A perda de nutrientes também foi inferior nesta última modalidade, em relação às restantes. Os resultados deste estudo ilustraram o potencial benefício da utilização das bandas de plantas para controlar a erosão do solo, a escorrência e a perda de nutrientes, o qual é particularmente urgente no sistema de cultivo tradicional dos olivais. Já anteriormente havíamos feito referência aos resultados do ensaio de Kosmas et al. (1997), no qual os olivais em condições semi-naturais, com vegetação anual, apresentaram reduzida perda de sedimentos.

Na realidade, têm-se reportado taxas de erosão alarmantes, em olivais montanhosos e declivosos, com algumas médias regionais tão elevadas quanto 40 a 100 toneladas ha⁻¹ ano⁻¹. Estes valores, contudo, baseiam-se em modelos empíricos que aplicam uma multiplicação de factores ambientais adversos como o declive, a erodibilidade dos solos e a reduzida cobertura vegetal (Fleskens e Stroosnijder, 2007). Neste sentido, os mesmos autores, apresentaram uma discussão, com base em dados experimentais procedentes de ensaios com simulação de precipitação, talhões de escorrência e levantamento de evidências de erosão no campo, que desafiam estas visões alarmantes. Fleskens e Stroosnijder (2007) sugeriram ainda sete factores a ter em conta para uma estimativa mais realista da erosão. Alguns destes factores contemplam aspectos como o aumento da rugosidade superficial, resultante das mobilizações do solo, que aumenta a infiltração; a cobertura com fragmentos rochosos que protege o solo e reduz o efeito do declive sobre a erosão; o cultivo do solo sob as oliveiras que reduz as perdas de sedimentos, entre outros. Estes factores, no seu conjunto, podem providenciar um indicador mais preciso sobre a gravidade e localização da erosão.

Ainda na mesma publicação, Fleskens e Stroosnijder (2007) apresentam os resultados do seu próprio ensaio realizado neste âmbito, os quais demonstraram que o

declive é um factor menos importante, para a erosão dos solos de olival, do que parece ser (com base nos estudos dos modelos). Uma primeira justificação pode encontrar-se, segundo os investigadores, na cobertura de fragmentos rochosos encontrados em maior abundância neste tipo de solos. Estes fragmentos rochosos protegem o solo do impacto das gotas de água, reduzindo assim a velocidade com que alcançam o solo. Outra razão pode relacionar-se com o facto de os olivais localizados em solos declivosos tenderem a formar terraços naturais, resultando numa descontinuidade desse declive, alternando zonas de escorrência com zonas de infiltração e sedimentação. Uma segunda conclusão prendeu-se com as mobilizações e com o facto de que estas não são inevitavelmente uma estratégia adversa da manutenção do solo. Os autores demonstraram que sob condições de reduzida precipitação, e em parcelas não muito declivosas, as parcelas mobilizadas melhoram a infiltração, conduzindo a menos escorrência e erosão. Além de que, nas parcelas mobilizadas oportunamente, a cobertura vegetal natural desenvolveu-se rapidamente e, quando as chuvas de Inverno começam, o solo está bem protegido contra a erosão. Assim, seus resultados sugeriram que as taxas de erosão médias, neste tipo de olival, dificilmente serão superiores a 10 Mg ha^{-1} . Contudo, Gómez et al. (2008) realizaram uma série de comentários à discussão apresentada por Fleskens e Stroosnijder (2007) considerando, por um lado, que a referida discussão omitia alguns aspectos importantes relativamente à interpretação dos modelos de previsão e, por outro, que os resultados do ensaio de Fleskens e Stroosnijder (2007) não tenham sido adequados para suportar as conclusões apresentadas. Gómez et al. (2008) sublinharam que, com base nos dados actualmente disponíveis, a erosão na maior parte dos solos de olival instalados em terrenos declivosos, sem culturas de cobertura ou sem a incorporação de resíduos orgânicos, pode ser frequentemente ultrapassar valores como $10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

III.2.4.2. SISTEMA DE CULTIVO SEMI-INTENSIVO

O sistema de produção semi-intensivo ocupa extensas áreas montanhosas da paisagem mediterrânica com declives ligeiros a moderados. De uma forma geral, é um sistema intermédio entre os sistemas tradicional e intensivo, do ponto de vista territorial e técnico. Consequentemente pode encontrar-se uma vasta gama de tipos de cultivo incluídos neste sistema, resultantes de diferentes combinações dos seus elementos

básicos, como a idade e densidade de plantação das árvores, rega, *inputs* e intensidade de trabalho mecânico (Xiloyannis et al., 2007). Os problemas de degradação do solo destes olivais estão, desta forma, associados ao carácter intermédio entre os olivais tradicionais e os olivais intensivos.

III.2.4.3. SISTEMAS DE CULTIVO INTENSIVO E SUPERINTENSIVO

O sistema de produção intensivo e superintensivo resultam, como se disse, das alterações tecnológicas introduzidas durante as últimas duas décadas, neste sector. Estão associadas aos modernos sistemas de produção do olival e contemplam densidades de plantações intensivas, rega localizada, mobilização reduzida, elevadas aplicações de agro-químicos e colheita mecânica da azeitona (Villalobos et al., 2006).

Metzidakis et al. (2008) analisaram o impacto do sistema de produção intensivo, sobre os recursos naturais, em olivais de três zonas mediterrânicas (Espanha, Itália e Grécia). Segundo o estudo realizado, os principais riscos ambientais associados a este sistema de produção prenderam-se com a irrigação excessiva (até $2\,700\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}\text{ ano}^{-1}$), a erosão do solo e a poluição. Nas três áreas estudadas, as perdas de água durante o período de rega foram significativas, calculando-se que apenas 55% da mesma tenha sido efectivamente usada pela cultura. A irrigação excessiva pode conduzir à lixiviação de fertilizantes e à contaminação dos recursos hídricos. Adicionalmente, entre outros aspectos, mais irrigação conduz a um maior crescimento das infestantes, logo a mais mobilizações ou aplicações de herbicidas, com efeitos indesejáveis. Relativamente à erosão do solo nos olivais de produção intensiva, podem colocar-se os mesmos problemas dos olivais tradicionais, consoante o sistema de cultivo e o declive do terreno. Como também já se referiu, os olivais intensivos são preferencialmente instalados em solos planos ou com menor declive, embora também se encontrem em solos de encosta. Metzidakis et al. (2008) fazem referência a valores de erosão, observados por diferentes investigadores, que confirmam a diminuição desta com a diminuição do declive do terreno. Mas, insistem, a mobilização dos solos, resultando na eliminação da cobertura vegetal, acarreta consequências negativas para a protecção do solo contra as chuvas torrenciais. Surgem, nestas situações, os riscos de erosão inerentes a outras culturas, afectando negativamente o conteúdo em matéria orgânica, fósforo disponível, estabilidade dos agregados e a capacidade de troca catiónica dos solos. A

posterior fertilização química, usada intensivamente pelos produtores, não é suficiente para reverter a degradação física e química dos solos.

III.3. MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

III.3.1. DEFINIÇÃO

A noção de um componente orgânico do solo é muito antiga, mas até meados do séc. XIX, o seu papel na nutrição das plantas foi incerto e controverso. O conceito quer das suas funções, quer da sua natureza foi variando substancialmente ao longo do tempo e o reconhecimento científico da relação entre a matéria orgânica, a fertilidade do solo, a sustentabilidade e implicações das práticas agrícolas, levou um longo período até assentar no actual conceito, universalmente aceite.

Manlay et al. (2007), numa abordagem sobre a evolução dos conceitos da matéria orgânica e da sua relação com fertilidade do solo e sustentabilidade dos sistemas culturais, distinguem três períodos históricos. O primeiro, limitado pelo ano 1840, é caracterizado pelas teorias “húmicas”, as quais defendiam que o húmus, designação atribuída nessa altura à matéria orgânica do solo, era o único material que fornecia nutrientes às plantas. A manutenção orgânica dos solos foi dominante neste período, coincidindo as práticas agrícolas com as teorias científicas. O segundo período, período mineral, datado pelos autores de 1840 a 1940, é a fase em que a fertilização mineral é considerada pelos cientistas suficiente para substituir as adubações orgânicas, disseminando-se estas teorias pelas práticas agrícolas – o que conduziu a uma intensificação da agricultura. O potencial da fertilização química para aumentar as produções das culturas, foi largamente aceite até aos finais do séc. XIX e a síntese industrial de azoto e fósforo foi maximizada no início do séc. XX. Mas, a erosão, usualmente o sintoma mais imediato, espectacular e irreversível de práticas agrícolas inadequadas, foi o primeiro indicador das desvantagens de práticas intensivas, deixando vastas áreas de solo desprovidas de cobertura vegetal. Por último, os autores identificam o período ecológico, a partir de 1940. Evidências claras do declínio das propriedades do solo, relacionadas com a fertilidade dos terrenos agrícolas, juntamente com avanços científicos na área da agro-ecologia e preocupações com ameaças ambientais, entre outros, conduziram ao reconhecimento da matéria orgânica do solo como um recurso renovável e reinstalaram-no como um objectivo central para a manutenção da qualidade do solo.

Actualmente, numa macro-perspectiva, reconhece-se a matéria orgânica como o produto da decomposição de todos os materiais mortos no solo que contêm carbono orgânico e que o seu conteúdo resulta da diferença entre ganhos e perdas no solo, ao longo do tempo. Sabe-se que os ganhos, como detritos das plantas, são gradualmente convertidos em formas mais estáveis e que esta estabilização envolve uma variedade de processos influenciados por factores bióticos (abundância de espécies de plantas e microorganismos) e por factores ambientais (temperatura, teor de humidade, textura do solo). Por fim, conhecem-se os processos de destabilização que incrementam as perdas, aumentando o teor de carbono orgânico potencialmente sujeito a fenómenos de respiração, erosão e lixiviação, os quais também são influenciados por factores físicos, químicos e biológicos.

No entanto, segundo Sollins et al. (1996) passado um século de estudos, a dinâmica da matéria orgânica no solo permanece parcialmente incompreendida. Muitos dos mecanismos de estabilização e destabilização ainda não são plenamente conhecidos. Dada a sua complexidade, não há forma de elaborar modelos dos fluxos de carbono, e dos nutrientes que deles resultam, em ambientes controlados e mensuráveis; as suas taxas tão-pouco podem ser medidas directamente no solo, desconhecendo-se a informação mais básica sobre os factores que controlam muitos dos processos de estabilização. Como resultado, muitos dos modelos da dinâmica da matéria orgânica do solo, não contemplam os processos de estabilização, estando antes divididos em vários compartimentos baseados em períodos de transformação, sendo a dinâmica da matéria orgânica definida em termos de transferência entre esses compartimentos (Sollins, 1996).

De facto, demonstrou-se que a matéria orgânica do solo funciona como reserva de nutrientes para as plantas, tanto de uma forma imediatamente disponível, que liberta carbono e outros nutrientes no espaço de meses após a sua deposição, como outra, ou outras, que são mais resistentes à mineralização e que funcionam como reservas a longo prazo, de libertação lenta de nutrientes, as quais incluem matéria orgânica protegida dos agentes decompositores por associação a partículas de argila (Manlay et al., 2007). Contudo tem sido difícil estabelecer uma diferenciação clara entre estas fracções, as

quais têm sido definidas por modelos que resultam das quantificações físicas ou químicas, obtidas através de análises do solo.

Esta dificuldade reside em estabelecer a convergência entre uma macro abordagem dos conceitos dos ecossistemas e o estudo a nível molecular da dinâmica da matéria orgânica do solo. A aplicação de novas técnicas em química orgânica, como cromatografia, pirólise analítica, ressonância nuclear magnética e o uso de isótopos, confirmou que a matéria orgânica do solo é um dos materiais naturais mais complexos, resultado de uma mistura de diversas fracções, com diferentes taxas de transformação, constituídas por moléculas de diferentes graus de polimerização e aromatização. Apesar desta elucidação sobre a natureza da matéria orgânica do solo, o esclarecimento sobre a sua síntese e decomposição, como um processo a nível detalhado, continua a ser um grande desafio científico (Manlay, et al., 2007).

Em termos dos ecossistemas, é universalmente reconhecido que a matéria orgânica afecta a produtividade do solo quer directamente, através do fornecimento de nutrientes, quer indirectamente modificando propriedades físicas do solo, como a estabilidade de agregados e a porosidade, que melhoram o meio radicular e estimulam o crescimento vegetal (Ouédraogo et al., 2001). A matéria orgânica é um factor importante na agregação, funcionando como um agente de união e como um núcleo na formação de agregados (Bronick e Lal, 2005), daí que a estabilidade dos agregados revele frequentemente uma boa correlação com o conteúdo em carbono orgânico do solo (Tisdall e Oades, 1982).

O grau de agregação e a força dos agregados podem, por sua vez, ser considerados indicadores da capacidade de infiltração e capacidade de retenção de água do solo, assim como da sua erodibilidade (Cammerat Imenson, 1998). O teor de matéria orgânica nos solos influencia ainda o desenvolvimento das populações microbianas do mesmo, as quais também afectam os processos de formação e estabilização da estrutura do solo (García et al., 1997). Assim, a matéria orgânica do solo tem vindo a ser entendida como um complexo sistema bio-organo-mineral e um indicador fundamental para a qualidade do solo e a fertilidade dos agro-ecossistemas, sendo actualmente reconhecida pelos especialistas, como o principal factor de controlo da capacidade dos recursos do solo

para a agricultura, para o ambiente e para sustentar as sociedades humanas às escalas local e global (Manlay et al., 2007).

Lal (2004), numa revisão sobre o sequestro de carbono do solo, aponta as inúmeras funções que este complexo sistema exerce, quer ao nível do solo, quer ao nível económico e ecológico, as quais reforçam o seu valor como factor biótico. Ao nível do solo, a matéria orgânica, além de fonte de reserva de nutrientes para as plantas, funciona também como fonte de cargas eléctricas, sendo responsável pela troca iónica. Funciona como adsorvente de água a baixos potenciais hídricos, promovendo o aumento da disponibilidade de humidade para as plantas. É um importante motor da agregação do solo, melhorando a sua estrutura, e as propriedades físicas dependentes, como o aumento da capacidade de infiltração de água e diminuição de perdas por escoamento superficial. É fonte de força para os agregados, reduzindo a susceptibilidade para a erosão. É o substrato energético do biota do solo, conduzindo ao aumento da sua biodiversidade. Funciona como mecanismo de eficiência no uso de água e nutrientes, devido às reduções de perdas por drenagem, evaporação e volatilização. Exerce poder tampão contra flutuações súbitas na reacção do solo, resultantes da aplicação de químicos agrícolas. É ainda moderadora da temperatura do solo através do seu efeito na cor e na albedo.

Mas a importância da matéria orgânica vai além destes mecanismos ao nível do solo. O seu papel resulta em aspectos com elevado significado económico e ecológico, como a sua capacidade de mitigar o efeito de estufa sobre o ambiente, tamponizando as emissões de gases para a atmosfera. Contribui ainda para a redução da carga de sedimentos em correntes e rios, ao prevenir os fenómenos de erosão e escoamento superficial, filtra poluentes de químicos agrícolas e promove a biodegradação de contaminantes (Lal, 2004).

III.3.2. DIFERENTES FRACÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica do solo é usualmente dividida em diferentes fracções, consoante a sua natureza e taxa de degradação. A grande variedade de substâncias que a constituem são decompostas por grupos de microorganismos diferentes, de acordo com a sua complexidade, e as suas funções nos solos são distintas. Estas substâncias incluem

seres vivos (organismos do solo), tecidos mortos vegetais e animais em vários estados de decomposição, mas ainda de origem reconhecível, que constituem a fracção facilmente decomponível da matéria orgânica, e uma mistura de material orgânico, já decomposto e modificado ou sintetizado *de novo*, designado húmus, e que representa normalmente 60-80% da matéria orgânica total dos solos (Varenes, 2003).

A fracção facilmente decomponível da matéria orgânica é aquela que contém as substâncias mais lábeis, como açúcares, amido e proteínas e que funciona como uma fonte acessível de alimento para os microorganismos do solo. Esta fracção responde rapidamente a alterações da matéria orgânica do solo, pelo que tem sido apontada como indicador fiável dos efeitos de práticas de cultivo sobre a qualidade da sua matéria orgânica (Ros, 2003). A fracção de Carbono Orgânico Solúvel (COS) em água, por exemplo, pode ser considerada como um indicador da actividade dos microorganismos no solo, na medida em que este material é o primeiro a ser utilizado pelo microbiota do solo, dada a sua fácil degradabilidade (Bastida et al., 2007).

Quimicamente o húmus é muito complexo, sendo susceptível de se subdividir em fracções mais simples, ainda que igualmente complexas. Embora exista uma certa confusão sobre o número de fracções em que se divide o húmus, quanto à nomenclatura utilizada e sobre a interrelação entre estas diferentes fracções, é possível observar-se uma consensualidade a nível dos trabalhos de investigação publicados. Assim, o húmus é constituído por substâncias húmicas e por substâncias não húmicas e as primeiras fazem-se representar pelos seus principais constituintes: os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos. As substâncias húmicas são substâncias muito resistentes à degradação, cuja origem resulta da reacção entre moléculas de elevada massa molar, e sem composição definida, com compostos aminados e glúcídicos. Estas moléculas são sintetizadas pelos microorganismos do solo a partir da hidrólise de moléculas complexas dos componentes orgânicos, como a celulose e a lenhina.

As substâncias húmicas são constituídas por misturas heterogéneas de moléculas, a que não corresponde uma única forma estrutural, como moléculas aromáticas complexas como aminoácidos, açúcares aminados, péptidos e compostos alifáticos ligados aos grupos aromáticos (Varenes, 2003). São substâncias de natureza coloidal, hidrofílicas, ácidas e de cor escura e podem ser divididas em diferentes fracções, de

acordo com a sua solubilidade. Representam quantitativa e qualitativamente os componentes mais importantes, não só da matéria orgânica do solo, mas da matéria orgânica não-viva de todos os compartimentos ambientais (Senesi e Plaza, 2007). Os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos representam as principais fracções das substâncias húmicas e a sua formação ocorre naturalmente no solo e no ambiente, através da decomposição e re-síntese dos componentes orgânicos, durante o processo de humificação. Os primeiros têm massa molecular superior aos segundos e são mais resistentes do que estes à degradação pelos microorganismos do solo.

III.3.3. DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO

Nos ecossistemas naturais há um equilíbrio entre as perdas de matéria orgânica, por actividade dos microorganismos, e as adições, fruto dos resíduos vegetais e animais. Os resíduos orgânicos que alcançam o solo (resíduos superficiais) e aqueles que estão no solo (raízes, exsudações da raízes, etc.) são atacados por microorganismos e fauna do solo, desde que a actividade biológica do meio seja favorável. Sofrem a acção de outros factores bióticos, como factores climáticos e químicos e são modificados por acção de enzimas, operando-se dois processos fundamentais, com características diferentes: mineralização e humificação da matéria orgânica do solo.

O primeiro é um processo de degradação que conduz à desorganização da estrutura dos resíduos e à transformação dos seus constituintes em formas mais simples, como substâncias minerais, dióxido de carbono, amoníaco, água e outros. Durante este processo são decompostas as substâncias mais lábeis, como os glúcidos e as proteínas, que são utilizadas como primeira fonte de carbono e azoto para os microorganismos, libertando-se substâncias minerais. Parte destes minerais são utilizados para a síntese de novas células microbianas, absorvidos pelas plantas, adsorvidos nos colóides do solo e outra parte perde-se devido à sua lixiviação, erosão e respiração. Este processo é aquele que está subjacente à disponibilidade imediata de nutrientes para as plantas, obtidos a partir da matéria orgânica.

Quando se esgotam os materiais mais lábeis, a biomassa microbiana morre por não já ter uma fonte de energia para se alimentar, restando apenas os microorganismos capazes de degradar materiais mais resistentes, como a celulose e a lenhina e que

utilizarão a biomassa microbiana como fonte de energia. A biomassa microbiana constitui assim, uma fonte de alimento acessível para os microorganismos do solo capazes de decompor as substâncias mais resistentes da matéria orgânica. Estas substâncias são hidrolisadas, originando moléculas mais pequenas que são usadas no metabolismo microbiano. Simultaneamente, os microorganismos sintetizam novas moléculas, iniciando-se o processo de humificação da matéria orgânica. Este é um processo conservador, em resultado do qual se originam complexos coloidais, relativamente estáveis e resistentes à decomposição, como os complexos húmicos. A humificação da matéria orgânica também tem sido definida como a estabilização prolongada das substâncias orgânicas contra a biodegradação (Senesi e Plaza, 2007).

Mas as substâncias húmicas formadas, embora muito resistentes à degradação, acabam por participar no diagrama das transformações da matéria orgânica do solo, sofrendo uma mineralização lenta, a qual será responsável pelo fornecimento a longo prazo de nutrientes ao solo. Neste sentido, os processos de mineralização e humificação da matéria orgânica não são estanques, interrelacionando-se de uma forma mais ou menos intensa, consoante as condições do meio. Como se abordará adiante, a incorporação de resíduos com uma elevada razão C/N, por exemplo, pode conduzir à mineralização da matéria orgânica nativa do solo. As substâncias húmicas contidas nos resíduos incorporados podem causar alterações importantes nas substâncias húmicas nativas do solo. Contudo, como se referiu anteriormente, ainda não se conhecem em pleno os mecanismos de estabilização e destabilização, assim como a caracterização rigorosa da estrutura da matéria orgânica do solo. Os clássicos métodos de extracção das substâncias orgânicas do solo, como a hidrólise alcalina seguida de acidificação, para separar as fracções húmicas e fúlvicas, têm consequências indesejáveis, como a extracção incompleta e a potencial alteração dos produtos (Quideau et al., 2000). Os investigadores desta área continuam a experimentar novas tecnologias que permitam uma caracterização e quantificação mais exactas destas fracções.

Em particular, Quideau et al. (2000) usaram a espectrometria de ressonância magnética nuclear (NMR) para analisar a matéria orgânica do solo de três ordens diferentes e formularam um modelo descritivo das alterações químicas associadas aos processos de decomposição da matéria orgânica do solo. Durante a fase inicial de

decomposição, como se esperava, foram preferencialmente degradadas as estruturas lábeis, como a celulose e a hemicelulose pela comunidade de microorganismos. A essa altura, aumentou a quantidade de carbono aromático, devido à preservação selectiva dos componentes orgânicos mais recalcitrantes (por exemplo, a lenhina). Uma vez degradado o carbono mais lábil, iniciou-se o segundo estágio de decomposição e o carbono aromático foi decomposto.

III.3.4. FACTORES QUE AFECTAM O TEOR EM MATÉRIA ORGÂNICA DOS SOLOS

A proporção, distribuição e as características morfológicas e fisico-químicas da matéria orgânica do solo, variam consideravelmente consoante as condições em que este complexo se acumula e decompõe. Dependem de todos os factores naturais de formação do solo, como o clima, a natureza da rocha-mãe, a topografia, a vegetação, as características do solo e respondem a factores antropogenéticos, como o uso dos solos e as técnicas culturais.

A natureza da rocha-mãe tem influências indirectas, na medida em que afecta a vegetação e as características do solo. As características dos solos, como por exemplo a textura, têm influência sobre as condições de humidade e arejamento, e sobre a maior ou menor abundância de colóides minerais, da qual depende o desenvolvimento de ligações argilo-húmicas, afectando a dinâmica da matéria orgânica dos solos. A fracção mineral tem, assim, um efeito profundo na qualidade e quantidade de matéria orgânica do solo, pois protege a decomposição mineral da matéria orgânica, devido à adsorção nas superfícies das partículas argilosas, gerando uma inacessibilidade física da matéria orgânica, que se mantém retida nos poros dos micro-agregados (Tisdall e Oades, 1982). Deste modo, um solo arenoso em princípio conterá menos matéria orgânica do que um solo de textura mais fina, por exemplo um solo argiloso, pois as condições de mineralização do primeiro são mais favoráveis. Além destes aspectos da adsorção dos minerais e da retenção nos poros dos micro-agregados, os solos de textura grosseira sendo mais arejados, favorecem a oxigenação do meio, a qual contribui para a actividade mineralizadora dos microorganismos e para a oxidação dos compostos orgânicos.

III.3.4.1. CLIMA

O clima é dos factores que mais fortemente influencia o teor e características da matéria orgânica, na medida em que dele depende a natureza da vegetação predominante, logo a maior ou menor massa de resíduos que o solo recebe, nos solos naturais e, em larga medida, nos solos cultivados. Por outro lado, regula a taxa de decomposição dos resíduos orgânicos nos solos, pois afecta directamente a actividade dos microorganismos, como já foi demonstrado por diversas investigações.

O estudo da actividade microbiológica tem sido amplamente usado, juntamente com factores químicos e bioquímicos, como ferramenta de avaliação da qualidade do solo ou do seu estado de degradação, através de parâmetros do carbono orgânico do solo, como o carbono da biomassa microbiana. A actividade destas populações pode ser avaliada por referência a certos parâmetros, como a concentração de APT ou a actividade intracelular das enzimas produzidas. Muitos destes estudos permitiram concluir que a actividade microbiológica aumenta com o aumento da humidade do solo.

A este propósito, cita-se o trabalho de Bastida et al. (2007). Estes investigadores estabeleceram um ensaio, com o objectivo de avaliar o efeito a longo prazo da adição de diferentes doses de resíduos orgânicos urbanos sobre a qualidade de um solo da região mediterrânica, usando como indicador, entre outros, a actividade microbiológica desse solo. Os resultados obtidos ao longo de 17 anos permitiram confirmar uma diminuição da actividade microbiológica durante os Verões, a qual atribuíram à redução do teor de humidade do solo, teoria que corroboraram com resultados de outros investigadores. Mas, a temperatura também afecta a actividade dos microorganismos, sendo de esperar que esta seja desfavorecida por temperaturas extremas.

O clima da região mediterrânica, deste ponto de vista, funciona como um factor adverso para a formação e manutenção dos níveis da matéria orgânica no solo. As precipitações irregulares e reduzidas, associadas aos verões quentes e secos, com elevadas taxas de evapotranspiração, não proporcionam um bom desenvolvimento das espécies vegetais, reduzindo a quantidade e qualidade de biomassa devolvida ao solo. A actividade microbiológica do solo, perante estas situações de escassez de humidade, também não é favorecida. Consequentemente, estas condições são responsáveis por

reduzidas taxas de formação e estabilização da matéria orgânica nos solos. As elevadas temperaturas registadas durante as estações quentes, associadas a esta falta de humidade nos solos, favorecem a mineralização da matéria orgânica do solo, contribuindo ainda mais para os baixos níveis deste componente (Pascual et al., 2000).

III.3.4.2. USO DO SOLO

O uso do solo só é sustentável quando mantém ou melhora as suas qualidades enquanto recurso. O efeito de diferentes formas de uso do solo sobre o conteúdo em matéria orgânica já foi largamente demonstrado através de diversas investigações realizadas nesse sentido, permitindo concluir que diferentes usos do solo afectam a dinâmica da mineralização da matéria orgânica do solo. Os trabalhos que se referem de seguida comprovam esta teoria.

Masciandaro et al. (1998) seleccionaram dois ecossistemas de solos aráveis, representativos do Norte do Mediterrâneo, um solo arenoso e um solo de textura franco-limosa, para avaliar os efeitos de diferentes usos do solo nas propriedades da matéria orgânica. Em cada área colheram amostras de três locais correspondentes a diferentes usos de solo: solo nativo não perturbado, solo em *set-aside* e solo cultivado intensivamente. Determinaram a composição química das substâncias húmicas, o índice de mineralização e humificação da matéria orgânica e a actividade da enzima desidrogenase.

Os resultados obtidos no estudo de Masciandaro et al. (1998) revelaram que, em relação ao solo nativo não perturbado, os solos em *set-aside* e sob cultivo intensivo continham concentrações de matéria orgânica inferiores, incluindo o carbono orgânico total, carbono húmico e substâncias orgânicas de fácil degradação. Relativamente aos níveis de humificação, não observaram diferenças significativas entre os solos dos três sub-ecossistemas, o que revela que os solos sob uso intensivo não estavam completamente degradados porque foram capazes de preservar a estrutura da matéria orgânica humificada. Os solos sob *set-aside*, revelaram valores superiores de potencial metabólico, demonstrando a recuperação espontânea do solo degradado por práticas de cultivo. Estes resultados evidenciam o efeito negativo que o cultivo dos solos pode ter sobre o seu conteúdo em matéria orgânica, principalmente sobre as fracções mais lábeis,

que exercem importantes funções na estabilidade dos agregados e no fornecimento de nutrientes às plantas (Varenes, 2003).

Caravaca et al. (2002) compararam o efeito de diferentes tipos de cultivo sobre a matéria orgânica do solo, tendo analisado o carbono orgânico total do solo (COT), o carbono orgânico solúvel em água (COS), a concentração de substâncias húmicas (SH), entre outros parâmetros. Para o efeito seleccionaram quatro solos arenosos e pobremente estruturados, sujeitos a diferentes cultivos: (1) um solo pouco produtivo, onde havia sido instalada uma vinha há um ano; (2) um solo cultivado com girassol há várias décadas; (3) um solo cultivado alternadamente com trigo e girassol, há vinte anos e (4) um solo de olival com trinta anos, tratado anualmente com 4.5 Mg ha⁻¹ de composto de lamas de depuração, sujeito a digestão aeróbia. Os solos 1, 2 e 3 foram fertilizados quimicamente com NPK. Como controlos usaram quatro solos nativos, com pastagem natural, adjacentes a cada solo cultivado.

Os resultados do ensaio de Caravaca et al. (2002) revelaram que os níveis de COT, nos 20 cm superficiais dos diferentes solos, em relação aos respectivos controlos, variaram de 3.2 a 21.3 g kg⁻¹ de solo. O COT diminuiu significativamente com o uso agrícola dos solos, existindo assim uma clara relação entre o conteúdo de COT e o uso do solo. Este efeito foi particularmente significativo no solo cultivado com vinha, cujas perdas de COT representaram 85%, em relação ao seu controlo. O COS nos solos cultivados revelou-se significativamente inferior ao dos solos controlo, para os quais terão contribuído as exsudações radiculares e os restos das plantas da sua cobertura espontânea. O COS revelou um padrão semelhante ao do COT. Os resultados sugeriram que os solos cultivados dispõem de menores quantidades de compostos orgânicos facilmente decomponíveis do que os solos não perturbados. Adicionalmente, as concentrações em SH, ácidos húmicos e fúlvicos, revelaram-se igualmente superiores nos solos controlo, não cultivados. Contudo, as suas proporções em relação ao COT foram superiores nos solos cultivados em relação aos controlos. Este estudo permitiu concluir que a maioria dos solos cultivados se poderiam considerar muito pobres tanto do ponto de vista químico, como bioquímico, devido ao seu baixo teor em matéria orgânica. As fracções de carbono e a actividade das enzimas foram significativamente reduzidas pelo cultivo dos solos, o qual incrementou a mineralização *in situ* e diminuiu

a disponibilidade em substratos orgânicos facilmente metabolizáveis (Caravaca et al., 2002).

III.3.4.2.1. CONVERSÃO DE SOLOS NATURAIS EM SOLOS AGRÍCOLAS

O aproveitamento agrícola dos solos, de uma forma geral, provoca uma redução do nível de matéria orgânica que mantinham no estado natural. Isto resulta, por um lado, da remoção de grande parte da massa vegetal produzida durante a colheita e, por outro, do facto de as mobilizações do solo acelerarem o processo de decomposição da matéria orgânica por aumentarem o arejamento do solo. Relativamente à remoção da cobertura natural refere-se o trabalho de Albaladejo et al. (1998) que avaliaram o impacto no solo da remoção da cobertura vegetal em zonas semi-áridas. Estes autores reportaram a diminuição, ao fim de 55 meses, em 35% do conteúdo em carbono orgânico, em 31% dos agregados estáveis e o aumento da densidade do solo em 8%. A rápida perda de matéria orgânica, e as consequências em termos de propriedades físicas, foram consideradas como sendo os principais factores que contribuíram para o estado de degradação do solo, após a remoção da sua cobertura vegetal natural.

Já foi largamente demonstrado o impacto da conversão de solo natural em solos agrícolas, sobre o teor de matéria orgânica (Caravaca et al., 2002). Contudo Parfitt et al. (1997) verificaram que esse impacto pode ser diferente em solos de texturas iguais, mas de diferente mineralogia. Estes investigadores analisaram amostras de um Andissol e de um Inceptissol, sob diferentes formas de uso. As amostras do Andissol foram colhidas em parcelas sob pastagem perene, há mais de cem anos, e de parcelas dessas pastagens convertidas em cultivo, há vinte anos. As amostras do solo Inceptissol foram colhidas em solos de floresta nativa e pastagem perene, e de uma parcela de pastagem que fora convertida em uso agrícola, também há mais de vinte anos. O teor de carbono, nos 20 cm superficiais, do solo Andissol em cultivo revelou-se 10 Mg ha⁻¹ mais baixo do que o mesmo solo sob pastagem (134 e 144 Mg ha⁻¹, respectivamente). Por comparação, o Inceptissol revelou conteúdo em carbono 23 Mg ha⁻¹ mais baixo sob cultivo, em relação ao mesmo solo sob pastagem (50 e 73 Mg ha⁻¹, respectivamente), sugerindo que a depleção da matéria orgânica tenha sido mais rápida neste solo.

Os resultados obtidos por Parfitt e tal. (1997) deixaram claro o efeito negativo do cultivo sobre o teor da matéria orgânica do solo nativo. Contudo, os resultados indicam que a estabilidade da matéria orgânica é superior no Andissol, sendo esta menos afectada pelo cultivo. A diferença de comportamento entre os dois solos deve-se, provavelmente, à diferente mineralogia argilosa de cada um. O Andissol contém alofanos e ferridrite, enquanto os Inceptissol contêm micas, como principais minerais. Assim, é possível perceber que a não só a textura do solo exerce importantes influências na protecção da matéria orgânica do solo, como também a mineralogia das suas fracções finas.

III.3.4.2.2. ABANDONO DOS SOLOS AGRÍCOLAS

Em relação às formas de uso do solo, faz-se uma referência ao abandono de solos agrícolas. Como se viu, o cultivo dos solos altera a dinâmica da sua matéria orgânica. O seu abandono, não implica necessariamente uma recuperação dessa dinâmica, a qual depende entre outros aspectos, do seu estado de degradação no momento do abandono. Pascual et al. (2000) avaliaram diferentes fracções de matéria orgânica, parâmetros biológicos e bioquímicos, numa gama de solos que haviam sido cultivados intensivamente, na região mediterrânica do sudeste espanhol, e que estavam abandonados há períodos de tempo diferentes. Estes solos foram comparados com um solo natural, adjacente, que nunca fora usado para a actividade agrícola.

Os resultados obtidos por Pascual et al. (2000) evidenciaram um declínio generalizado do carbono orgânico total, das substâncias húmicas extraíveis, do carbono solúvel em água, dos hidratos de carbono e da biomassa microbiana dos solos abandonados, com o tempo de abandono, em relação ao controlo. Verificaram também um declínio na cobertura vegetal dos solos abandonados, a qual estaria possivelmente relacionada com a sua reduzida fertilidade, nomeadamente a escassez de nutrientes. De facto, no momento em que é abandonada a actividade agrícola, o solo pode encontrar-se degradado a ponto de ser difícil a recuperação da vegetação espontânea devido a uma escassez severa de nutrientes. Este aspecto foi observado por Lasanta et al. (2000).

Segundo os resultados obtidos por estes investigadores num ensaio realizado para avaliar o escoamento e perda de sedimentos num solo abandonado, comparando

diferentes práticas de fertilização, a escassez de humidade não foi a única limitação ao desenvolvimento vegetal desse solo. Para a mesma escassa quantidade de água (200-250 mm/ano), no fim dos dois anos de estudo, o talhão controlo (sem a adição de fertilizante) alcançou uma taxa de cobertura vegetal de 40%, contra os 75-80% dos talhões fertilizados (fertilizante orgânico e químico, respectivamente). A escassez de nutrientes do solo foi considerada, por estes autores, como o factor mais limitante para a colonização vegetal do solo abandonado.

III.3.4.2.3. AGRICULTURA DE CONSERVAÇÃO/ AGRICULTURA CONVENCIONAL

A expressão *agricultura de conservação* emprega-se neste contexto, no sentido lato do termo *conservação*, englobando todos os tipos de agricultura mais modernos e alternativos que visam, de uma forma geral, proteger e melhorar as propriedades edáficas dos solos. São exemplos a Agricultura Biológica, Mobilização Mínima, Sementeira Directa, Protecção Integrada. Todos estes sistemas, de uma forma ou de outra, baseiam-se na redução dos recursos externos adicionados artificialmente pelo Homem aos solos, procurando uma aproximação possível aos processos naturais. A redução das mobilizações e/ou a utilização de fertilizantes orgânicos são práticas transversais a qualquer um destes sistemas e têm um efeito positivo sobre o teor de matéria orgânica do solo, como tem sido reconhecido através de investigações diversas.

Os resultados do trabalho referido anteriormente de Masciandaro et al. (1998) demonstram que os solos que foram usados intensivamente apresentavam uma mineralização da matéria orgânica apreciavelmente superior à dos solos nativos, sugerindo que as mobilizações intensivas do solo aceleraram o processo de decomposição da matéria orgânica. De facto, as mobilizações perturbam diversas características do solo que afectam a dinâmica da sua matéria orgânica. Assim, diminuem a humidade do solo e aumentam a temperatura máxima dos solos, aumentando a taxa de mineralização do carbono orgânico; destroem os agregados expondo o carbono à decomposição microbológica e à oxidação atmosférica; deslocam os resíduos das culturas para zonas onde as condições de humidade favorecem a mineralização pelos microorganismos (Lal, 2004).

As práticas de cultivo têm revelado um efeito consideravelmente negativo sobre a quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, especialmente na camada arável. Pelo contrário, práticas de mobilização reduzida conduziram ao aumento do conteúdo da matéria orgânica da camada arável do solo, como se observou nos trabalhos publicados por Douglas e Goss (1982) ou Carter (1992), por exemplo. Estes autores estudaram os efeitos de diferentes sistemas de mobilização sobre o conteúdo de matéria orgânica do solo, entre outros parâmetros, numa gama vasta de solos. Os tratamentos de cultivo (sementeira directa, escarificação profunda e superficial, lavoura com charrua e pastagem permanente) foram aplicados continuamente de 4 a 6 anos. De uma forma geral, a sementeira directa e as outras formas de cultivo simplificadas incrementaram o teor de matéria orgânica dos solos, em comparação com a lavoura com charrua. Um dos solos que estava sob pastagem permanente viu o seu teor de matéria orgânica declinar após ter sido submetido a sementeira directa, mas esta diminuição foi significativamente inferior à verificada para o mesmo solo submetido a lavoura com charrua.

Da mesma forma, Carter (1992) conduziu um estudo para determinar as alterações do teor de matéria orgânica e biomassa microbiana de carbono, em comparação com a estabilidade estrutural de solos sujeitos a diferentes mobilizações, durante 3 a 5 anos (lavoura com charrua, sementeira directa, mobilização superficial e lavoura com chisel). A sementeira directa e a mobilização superficial aumentaram o nível de carbono orgânico do solo em cerca de 10%, em relação à lavoura com charrua.

Ainda a propósito do efeito da mobilização sobre o teor de matéria orgânica do solo, cita-se o trabalho de Ordóñez-Fernández et al. (2007) que apresenta os resultados de um ensaio de longo prazo, estabelecido para avaliar a influência dos sistemas de cultivo sobre propriedades de um solo do sudoeste espanhol. Os investigadores compararam os efeitos da mobilização convencional e do sistema de sementeira directa, sobre propriedades químicas do solo, inerentes à sua fertilidade. Destas, destaca-se o efeito sobre o teor de matéria orgânica do solo. No solo sujeito à sementeira directa durante os 17 anos do ensaio, o teor de matéria orgânica aumentou em todo o perfil, apesar de este aumento ser mais evidente na camada superficial do solo, em comparação com o solo sujeito à mobilização convencional. Resultados semelhantes foram obtidos por Yaduvanshi e Sharma (2008). Estes investigadores avaliaram os efeitos de práticas

de sementeira directa e mobilização convencional, associados a diversos tratamentos, sobre o teor de carbono orgânico, entre outros parâmetros, de um solo submetido a uma rotação de arroz-trigo.

A prática de sementeira directa, em que os resíduos das culturas foram deixados à superfície do solo, aumentou o teor de carbono orgânico do solo, em todos os tratamentos. O valor médio de carbono orgânico nos 15 cm superficiais, no final do ensaio, foi de 3.17 g kg^{-1} no sistema de sementeira directa, contra 2.84 g kg^{-1} , no sistema de mobilização convencional. O incremento do carbono orgânico nos tratamentos de sementeira directa reflectiu-se no aumento da produção de grão das culturas. Os incrementos do conteúdo da matéria orgânica da camada arável do solo, verificados pela prática de mobilizações reduzidas têm sido, maioritariamente, associados à formação de novas formas orgânicas lábeis, de origem vegetal (Masciandaro et al., 1998). Cáster (1991) também reportou grandes proporções de biomassa de carbono e hidratos de carbono-C, por unidade de carbono orgânico total em solos sujeitos a mobilizações reduzidas. Este tipo de resultados permitem concluir que o manejo do solo afecta mais a mineralização da fracção lábil da matéria orgânica, do que a transformação da parte humificada, o que já havia sido notado através dos resultados do trabalho de Masciandaro et al. (1998).

III.3.4.3. TÉCNICAS CULTURAIS

Tem sido sugerido que a mineralização da matéria orgânica é mais intensa quando o solo é ocupado por culturas que o deixam muito exposto à acção directa do sol e quando o solo é ocupado por culturas para as quais se fazem variadas mobilizações superficiais, antes e durante o seu desenvolvimento. Pelo contrário, a mineralização da matéria orgânica é menos marcada durante a ocupação do solo por culturas que protegem melhor a superfície do terreno e em que não se procede as mobilizações depois de a cultura ser estabelecida. Assim, nos solos cultivados, as perdas do teor em matéria dependem grandemente do tipo de cultura e das práticas associadas. Os estudos realizados têm revelado, de uma forma geral, que os maiores níveis de matéria orgânica se conseguem em solos com aproveitamento agrícola exclusivamente para pastagens, em condições de humidade abundante.

A aplicação de nutrientes para otimizar as produções, através de fertilizações minerais, resulta geralmente no incremento da produção de raízes e restolhos deixados pela cultura. A devolução deste restolho ao solo, em sistemas de mobilização reduzida, tem um impacto positivo sobre a matéria orgânica do solo e as suas fracções. Galanatini e Rossel (2006) apresentam os resultados de um ensaio em que compararam o efeito da não fertilização/fertilização de longo prazo sobre o conteúdo de matéria orgânica do solo e os seus constituintes, em solos sob diferentes sistemas de produção (cultura de trigo em estreme e rotação trigo/pastoreio). Os resultados obtidos, tal como esperado, foram significativos. A aplicação de fertilizantes incrementou a fracção lábil da matéria orgânica e modificou quantitativa e qualitativamente a fracção humificada. As diferenças na quantidade dependeram do sistema de produção, principalmente da actividade de pastoreio. As alterações na qualidade das substâncias humificadas relacionaram-se com o conteúdo de carbono orgânico lábil mais elevado, observado nas parcelas fertilizadas. Os ácidos húmicos extraídos dos solos fertilizados revelaram conteúdo superior dos grupos alifático e fenólico-OH, em relação aos solos não fertilizados, associado ao superior conteúdo nas fracções orgânicas lábeis. O aumento do *input* de resíduos das culturas incrementou o conteúdo de matéria orgânica lábil.

III.3.4.3.1. INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

A adição de resíduos orgânicos ao solo tem sido encarada, nas últimas décadas, como uma forma útil de travar processos degradativos a que, especialmente, os solos das regiões áridas e semi-áridas estão expostos, porque dada a sua composição, aumentam a quantidade de matéria orgânica do solo, promovendo as propriedades físicas, químicas e biológicas associadas a este parâmetro. Esta prática não só incrementa os níveis de matéria orgânica do solo, como conduz ao aumento da vegetação natural capaz de manter a biomassa microbiana elevada (Pascual et al., 2000). Assim, a alargada utilização de correctivos orgânicos na agricultura moderna tem como objectivo não só incrementar e restaurar o conteúdo de matéria orgânica dos solos, mas também manter ou aumentar a produção cultural desses solos e reduzir a sua exposição aos processos de degradação, como a erosão, a desertificação e a poluição. A zona vinícola de Anoia-Penede, localizada no nordeste espanhol, é um exemplo desta situação. A preparação das parcelas para a mecanização das vinhas exige grandes

movimentos do solo, o que acarreta enormes implicações ambientais, não só paisagísticas, como de degradação do solo.

Os solos em cultivo, resultantes desta mecanização, são muito pobres em matéria orgânica e muito susceptíveis à erosão. Para melhorar as suas condições, vulgarizou-se a aplicação de resíduos orgânicos não só antes da plantação, mas a cada 3, 4 anos, a taxas de 30 a 50 Mg ha⁻¹, nos 30 cm da camada superficial do solo (Ramos e Martinez-Casasnovas, 2006a). Estes materiais orgânicos são fontes de nutrientes como azoto, fósforo e outros elementos, o que poderá ainda permitir redução de custos de futuras fertilizações químicas. Esta prática, contudo, não é inovadora. Tradicionalmente aplicavam-se estrumes de animais e os resíduos das culturas, como forma de manter os níveis de matéria orgânica do solo e as suas funções a nível da fertilidade. Mas, nos últimos anos, o cultivo intenso de solos ricos em matéria orgânica, com conseqüente depleção da mesma, a necessidade de cultivar ou aumentar o cultivo de solos pobres em matéria orgânica e a necessidade de proteger os solos da degradação e erosão, gerou variados esforços para encontrar materiais alternativos, visando restaurar e incrementar os conteúdos da matéria orgânica nos solos.

Por outro lado, os resíduos orgânicos procedentes de unidades industriais e agrícolas, de explorações pecuárias e da actividade humana (resíduos urbanos), acarretam sérios problemas para o ambiente e para a saúde pública, formando excelentes meios para o desenvolvimento da maior parte dos agentes patogénicos, produção de maus odores e ocupando vastas áreas na sua disposição em aterros. A possibilidade de os converter em bio-fertilizantes e bio-combustíveis, desde que conduzida de forma correcta e cuidada, pode ser uma alternativa saudável e eficaz para a sua reutilização.

Neste sentido, têm sido conduzidos inúmeros ensaios sobre a aplicação dos resíduos orgânicos na recuperação da fertilidade natural dos solos. O aproveitamento de resíduos urbanos como fertilizante agrícola, dada a sua elevada produção e generalização da mesma, têm sido alvos de vastas experiências, maioritariamente após processo de compostagem, embora a sua aplicação em fresco também tem sido testada. Pascual et al. (1999), por exemplo, avaliaram os efeitos da aplicação de resíduos sólidos urbanos e lamas de depuração, frescos e na forma de composto, sobre o teor de matéria

orgânica de um solo árido, num ensaio de incubação. A qualidade do solo árido aumentou com o tratamento orgânico, tendo sido este aumento mais evidente nos solos tratados com o resíduo fresco do que no solo tratado com o composto. O último, apesar de ter uma acção menos espectacular, evidenciou quantidades superiores de substâncias húmicas e de ácidos fúlvicos e húmicos, no final da incubação. As diferentes fracções de carbono do solo tratado com resíduo fresco revelaram taxas de mineralização significativamente superiores às do solo tratado com composto.

O risco de utilizar materiais frescos, particularmente lamas de depuração, está relacionado com a contaminação com patógenos e metais pesados, pelo que será necessário proceder a uma análise destes resíduos antes da sua aplicação no solo. Também o elevado conteúdo em matéria orgânica menos humificada destes resíduos pode causar desequilíbrios nas diferentes fracções da matéria orgânica do solo, acarretando um conjunto de efeitos indesejáveis a que habitualmente se chamam *primming effects* e os quais serão abordados no ponto seguintes deste capítulo.

De qualquer forma, a utilização de resíduos frescos só se justifica devido ao seu elevado potencial em activar a biomassa do solo e porque o efeito patogénico das lamas poderá ser erradicado pelas populações microbianas do solo, em curtos períodos de tempo. A utilização destes resíduos após compostagem, segundo os autores será uma alternativa mais segura (Pascual et al., 1999), além de proporcionar uma estabilidade na matéria orgânica dos resíduos, que se reflecte na sua conservação no solo, após os tratamentos, como se apura com os resultados obtidos por Guerrero et al. (2001).

Estes investigadores estabeleceram quatro tratamentos num solo, através da aplicação de diferentes doses (0, 0.5, 1 e 2 kg composto m⁻²) de resíduos orgânicos urbanos, cujos efeitos no conteúdo de carbono orgânico compararam com um controlo não tratado. Os níveis de CT nos diferentes períodos de amostragem foram, de uma forma geral, superiores nos solos tratados em relação aos solos não tratados, particularmente para as doses superiores. O conteúdo em COT do solo tendeu a diminuir com o tempo, em todos os tratamentos, provavelmente devido aos processos de mineralização da matéria orgânica. No solo controlo, os níveis de COT diminuíram gradualmente desde o início da experiência, enquanto nos solos tratados, a matéria orgânica foi mineralizada mais lentamente e a diminuição do conteúdo em COT só

começou a ser detectável 300 a 360 dias após a aplicação dos tratamentos. A diferença de comportamento foi explicada pelos autores pela relativa estabilidade da matéria orgânica do composto, devido ao processo de compostagem a que o resíduo foi sujeito (Guerrero et al., 2001)

Mas os resíduos orgânicos urbanos têm sido testados após outro tipo de tratamentos, como as digestões aeróbia e anaeróbia. Albiach et al. (2001) compararam os efeitos de aplicação durante dez anos de duas lamas de depuração como fertilizante (a taxas de 400, 800 e 1200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹) digeridas aeróbia e anaerobiamente, com um tratamento com 500 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ de fertilizante mineral e um controlo não fertilizado, sobre o conteúdo de matéria orgânica do solo. Como esperado, as aplicações das lamas ao longo do tempo acarretaram um claro aumento na matéria orgânica do solo. Os resultados correspondentes às mesmas taxas das duas lamas revelaram-se, contudo, inferiores para a lama aeróbia, sugerindo uma maior degradabilidade deste resíduo, especialmente para as menores taxas, enquanto a lama anaeróbia produziu uma maior acumulação de matéria orgânica no solo. Estes resultados sugeriram que o tratamento anaeróbio produz uma estabilização mais eficaz da matéria orgânica contida nos resíduos.

Confirma-se assim, que tanto o tratamento, como o tipo de tratamento a que os resíduos são sujeitos antes da sua utilização como fertilizante, influencia o seu efeito sobre o conteúdo da matéria orgânica dos solos tratados. Mas também as taxas de aplicação dos resíduos afectam o seu efeito sobre o teor de matéria orgânica dos solos, conforme salientado por Adani e Tambone (2005). No ensaio realizado por estes investigadores, incorporou-se anualmente, 1 Mg ha⁻¹ de lamas de depuração de águas residuais num solo e o teor de COT não revelou diferenças significativas em relação ao solo controlo, sem tratamento, ao fim de dez anos de aplicações repetidas do resíduo. Os autores justificam este resultado, o qual difere daqueles normalmente encontrados na bibliografia, com a reduzida taxa de resíduos aplicada, em comparação com os dados de outros ensaios. Comparando a quantidade de resíduo usado neste ensaio com outros trabalhos, verificaram que a dose aplicada, correspondendo a 60.8 g kg⁻¹ ano⁻¹ N, é equivalente a 15% (matéria seca), por exemplo da dose mínima usada por Albiach et al. (2001).

Os incrementos do teor de matéria orgânica através da incorporação de resíduos orgânicos representam melhorias muito importantes, quer na recuperação da fertilidade natural dos solos, quer na recuperação da qualidade de solos degradados. No ensaio realizado por Pascual et al. (2000), referido anteriormente, em que se avaliou o impacto do abandono dos solos agrícolas sobre o teor de matéria orgânica dos solos, foi possível confirmar que o tratamento desses solos com resíduos orgânicos urbanos permitiu restaurar a qualidade dos solos abandonados. De facto, a aplicação da taxa mais elevada do resíduo incrementou significativamente o conteúdo de carbono orgânico total, teor de substâncias húmicas, de carbono solúvel em água, da biomassa microbiana e das taxas de respiração, em relação ao controlo não tratado. A cobertura vegetal foi significativamente estimulada pelos tratamentos orgânicos, mantendo-se presente dez anos após as aplicações do correctivo orgânico. Os investigadores consideraram que o desenvolvimento da cobertura vegetal veio a funcionar como uma fonte de carbono e outros nutrientes e que promoveu a manutenção dos níveis de matéria orgânica, da biomassa microbiana e da respiração basal. Estes resultados permitiram perceber que os correctivos orgânicos não só incrementam os níveis de matéria orgânica, como conduzem ao aumento da vegetação natural capaz de manter elevada a biomassa microbiana (Pascual et al., 2000).

Resultados semelhantes foram alcançados por Ros et al. (2003) que avaliaram os efeitos da adição de matéria orgânica de resíduos urbanos sobre diferentes fracções de carbono orgânico e parâmetros microbiológicos e bioquímicos, num solo degradado do sudeste espanhol, durante dois anos. Três meses após a adição do material orgânico, verificaram um desenvolvimento de vegetação espontânea que se manteve até ao final dos tratamentos. O tratamento orgânico, inicialmente, incrementou os níveis de matéria orgânica do solo, biomassa microbiana, respiração basal e algumas actividades enzimáticas relacionadas com os ciclos de carbono e azoto. Estes valores diminuíram após a fase inicial, mas permaneceram sempre superiores aos do solo controlo. Os resultados indicam que a adição de resíduos orgânicos urbanos é benéfica para a recuperação de solos degradados, cuja actividade microbiológica claramente aumentou com os tratamentos.

III.3.4.3.1.1. EFEITOS SOBRE AS DIFERENTES FRACÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA

A incorporação de resíduos orgânicos nos solos gera um profundo e complexo conjunto de transformações nas diferentes fracções da matéria orgânica dos solos, as quais dependem de uma vasta gama de condições e características tanto dos solos, como dos resíduos. Mas de uma forma geral e resumida, os mecanismos accionados após a adição de um resíduo orgânico no solo, são os que se descrevem em seguida.

A população microbiana aumenta rapidamente, pois os microorganismos que estavam em forma de resistência retomam a sua actividade, ocorrendo uma grande libertação de energia e dióxido de carbono, assim como a síntese de novas moléculas. A mineralização da matéria orgânica não ocorre apenas para os compostos de carbono. Nesta fase são mineralizados os compostos mais lábeis acarretados pelos resíduos, como os amidos e as proteínas. A hidrólise das proteínas, por exemplo, liberta aminoácidos que são usados pelos microorganismos no seu metabolismo, incluindo a síntese de novas proteínas e da parede celular bacteriana. Se os microorganismos não necessitarem de todo o azoto orgânico, irão utiliza-lo como fonte de energia, resultando a formação do ião amónio. Quando se esgotam os compostos mais facilmente decomponíveis, a maioria dos microorganismos morre por não conseguir degradar os compostos mais resistentes, como a celulose e a lenhina. As suas células são usadas pelos microorganismos sobreviventes, conduzindo à libertação de iões inorgânicos, como iões amónio e sulfato. Paralelamente ocorre a síntese de novas moléculas estáveis, de origem microbiana ou resultantes da modificação de moléculas como a lenhina, as quais são usadas na síntese do húmus. Uma parte da fracção de carbono orgânico adicionado passa a constituir a matéria orgânica endógena do solo.

Assim, durante os processos de mineralização e estabilização da matéria orgânica incorporada pelos resíduos, a matéria orgânica endógena dos solos também sofre alterações. Neste turbilhar de transformações, requer particular atenção, o efeito sobre as substâncias húmicas nativas dos solos, pois esta fracção não só resulta de um longo e complexo processo de síntese e estabilização, como confere uma segurança à manutenção da qualidade do solo, a nível da troca de nutrientes e da estabilidade estrutural dos solos (Albiach et al., 2001). A sua degradação ou alteração com a incorporação de resíduos orgânicos, poderá representar o efeito mais temido pelos

investigadores, sendo este parâmetro avaliado frequentemente em ensaios de tratamento dos solos com resíduos orgânicos.

Adani e Tambone (2005), por exemplo, estabeleceram um ensaio de tratamento dos solos com uma taxa de aplicação relativamente baixa. Em termos quantitativos, o teor de CO e das fracções húmicas dos solos tratados não revelaram diferenças significativas, em relação ao controlo, não tratado. Contudo, uma análise à composição das fracções húmicas revelou que os ácidos húmicos nativos do solo tratado sofreram modificações no sentido de se aproximarem dos ácidos húmicos incorporados pelos resíduos, em relação aos do solo controlo. Assim, os ácidos húmicos do solo tratado revelaram-se mais alifáticos do que os do solo não tratado, evidenciando que a sua composição desenvolveu características semelhantes às dos ácidos húmicos do resíduo, em resultado do seu enriquecimento em fracções recalcitrantes, contidas nas lamas.

Pedra et al. (2008) obtiveram conclusões semelhantes, após a aplicação de composto de resíduos orgânicos urbanos e de lamas de depuração num solo. Os resultados demonstraram um incremento do carácter alifático dos ácidos húmicos do solo e diminuição dos níveis de humificação, polimerização e policondensação dos mesmos, o que os aproximou das características dos compostos húmicos dos resíduos. Os autores atribuíram estas modificações à incorporação parcial, nos ácidos húmicos nativos do solo, de componentes pouco humificados das fracções de ácidos húmicos dos resíduos.

As estruturas alifáticas, polissacarídeas, lenhosas e os grupos de azoto e de enxofre das fracções húmicas dos correctivos orgânicos podem ser parcialmente incorporadas nas substâncias húmicas nativas dos solos, determinando modificações da sua composição, estrutura e química a vários níveis. Contudo, segundo Senesi et al. (2007) com o passar do tempo as características físico-químicas e espectroscópicas dos resíduos tendem a aproximar-se das características típicas das substâncias húmicas nativas do solo, o que revela que ocorre decomposição parcial dos componentes alifáticos, polipeptídicos e polissacarídeos e aumentam os níveis de polimerização e condensação dos anéis aromáticos. As modificações iniciais, normalmente observadas nas substâncias húmicas endógenas dos solos tratados tornam-se menos evidentes, com uma clara tendência para se aproximar das propriedades moleculares típicas do solo

nativo. Este é um resultado importante que suporta o objectivo fundamental de reciclar parcialmente os materiais orgânicos humificados como um correctivo benéfico para o solo. Contudo, de acordo com estes autores, quanto maior for a quantidade da fracção de ácidos húmicos do resíduo orgânico e quanto mais a sua composição e propriedades estruturais se aproximarem daquelas dos ácidos húmicos nativos do solo, mais eficiente e seguro do ponto de vista ambiental é o tratamento do solo com esse resíduo (Senesi et al., 2007).

Os tratamentos dos resíduos orgânicos, antes da sua utilização como fertilizante do solo, podem representar um aspecto muito importante para a segurança dessa utilização. Diversos investigadores têm optado pela compostagem dos resíduos para promover a humificação da sua matéria orgânica (Tomati et al., 1996; Huang et al., 2006; Said-Pullicino et al., 2007), alcançando resultados muito satisfatórios. Segundo Huang et al. (2006) a humificação terá sido responsável pelo aumento na proporção de ácidos húmicos durante a compostagem do resíduo que usaram no seu ensaio, resultando um produto mais estável a avaliar pelo aumento nas ligações aromáticas e nos componentes de elevado peso molecular. Albiach et al. (2001) utilizaram lamas de depuração digeridas, aeróbia e anaerobiamente para tratar os solos, constatando através dos resultados obtidos sobre os efeitos da aplicação nas propriedades dos solos, que o segundo tratamento terá produzido um resíduo mais estável.

Plaza et al. (2008) apresentam os resultados da humificação da matéria orgânica de estrume de gado e de uma mistura deste resíduo com bagaço húmido, procedente de um sistema de extracção de duas fases, através de vermicompostagem com *Eisenia andrei*. Antes do tratamento, as fracções de ácidos húmicos caracterizaram-se pelo predomínio de um carácter alifático, grandes conteúdos de carbono, reduzido conteúdo do grupo funcional de oxigénio, uma marcada presença de materiais proteicos e estruturas polissacarídeas, extensa heterogeneidade molecular e baixo grau de policondensação, polimerização e humificação dos anéis aromáticos. Após a vermicompostagem, os conteúdos em carbono total extraível e em C dos ácidos húmicos aumentou e os conteúdos em C e H, estruturas alifáticas, componentes polipéptidicos e hidratos de carbono diminuíram. Os resíduos alcançaram uma maturidade e estabilidade adequadas, e as fracções dos ácidos húmicos, especialmente

na mistura do estrume com o bagaço aproximaram-se das características típicas dos ácidos húmicos nativos do solo. Para os autores, este tratamento revelou-se capaz de promover a humificação da matéria orgânica de ambos os resíduos, incrementando a sua qualidade enquanto tratamentos orgânicos do solo.

III.3.4.3.1.2. PRIMING EFFECTS

O termo *Priming effects* relaciona-se com as alterações observadas, num curto período de tempo, na transformação da matéria orgânica do solo, causadas pelos tratamentos aplicados ao solo. Como resultado destes efeitos, grandes quantidades de C, N e outros nutrientes podem ser libertados ou imobilizados no solo, num período de tempo relativamente curto. Em muitos dos estudos realizados sobre a transformação de materiais adicionados ao solo, detectou-se este efeito secundário, como um aumento da libertação de carbono, na forma de dióxido de carbono, ou de azoto nas formas amoniacal e nítrica, em relação à mineralização dos solos sem qualquer tratamento. Estes fenómenos resultam das interacções entre as transformações das substâncias aplicadas e os ciclos naturais dos elementos. Estes efeitos podem ser positivos ou negativos para a qualidade do solo, ainda que temporários. Na Tabela 3.3.1 apresentam-se alguns efeitos positivos e negativos, resultantes da adição de substâncias ao solo.

Os escassos estudos sobre estas interacções revelaram resultados diferentes, dependendo das condições experimentais e das substâncias aplicadas no solo. Kuzyakov et al. (2000) enumeram algumas das conclusões encontradas nos trabalhos de investigação realizados sobre estes efeitos. Uma delas prende-se com o período de tempo após a aplicação dos materiais e a detecção deste efeito, o qual é imediato ou ocorre após um período muito curto; outros investigadores concluíram que estes efeitos são superiores em solos mais ricos em C e N; por outro lado, estes efeitos nunca foram detectados em condições estéreis. Muitos investigadores reportaram que o impacto destes efeitos aumenta com a quantidade de substâncias orgânicas ou fertilizantes minerais adicionados ao solo; de uma forma geral, o ião amónio causa um efeito superior do que o azoto nítrico (Kuzyakov et al., 2000). Na verdade, a aplicação de matéria orgânica insuficientemente estável pode induzir a um número de efeitos negativos, como aumentar a taxa de mineralização do C orgânico nativo do solo,

promover condições anaeróbias no solo, libertar substâncias fitotóxicas e os microorganismos podem imobilizar nutrientes importantes para as plantas.

Tabela 3.3.1 Mecanismos e causas de *priming effects* positivos e negativos sobre o teor de carbono e azoto após adição de substâncias ao solo

Substâncias aplicadas	Causas possíveis	Referências
Efeitos positivos		
Substâncias orgânicas facilmente disponíveis	Aumento da actividade da MO e aceleração da mineralização da MO do solo através do co-metabolismo	Broadbent (1947), Azam et al. (1989), Dumontet et al. (1985), Kawaguchi et al. (1986), Pascual et al. (1998), Breland e Hansen (1998)
Substâncias orgânicas facilmente disponíveis ou deposição de compostos ricos em C	Activação da MO, aceleração da mineralização da MO do solo na rizosfera e libertação de NH_4^+	Asmar et al. (1994), Fiore et al. (1990), Clarholm (1985a,b), Kuikmann et al. (1991), Winding et al. (1997)
Fertilizantes minerais de N	Aumento da fixação do N_2 atmosférico	Sirota (1982), Umarov (1983)
Efeitos negativos		
Substâncias orgânicas	Decomposição incompleta das fontes de C ou N durante o ensaio	Kuzyakov et al. (1997a)
Fertilizantes NH_4^+	Fixação do NH_4^+ por minerais de argila	Schmitt and Ahrens (1990), Johnson et al. (2000)
Fontes de C e N	Protecção físico-química e imobilização das substâncias adicionadas	Saggar et al. (1999)
Fonte: Kuzyakov et al. (2000)		

III.3.4.3.1.3. SEQUESTRO DE CARBONO

O termo “sequestro de carbono” implica a remoção de dióxido de carbono através das plantas e o seu armazenamento ou fixação, como matéria orgânica do solo. O CO do solo sequestrado, com taxas de degradação relativamente lentas, é devolvido à reserva recalcitrante do solo, diminuindo assim a taxa de acumulação da concentração de dióxido de carbono atmosférico (Lal, 2004).

O uso dos solos agrícolas como uma reserva de CO tem atraído a atenção de investigadores, nos últimos anos, dadas as preocupações ambientais relativas ao excesso de emissões de carbono para a atmosfera. Mas a validade deste tipo de reserva, a longo prazo, mantém-se sob discussão, devido à natureza temporária e reversível do carbono imobilizado (Sanches-Monedero et al., 2008). Assim, a estratégia de sequestro do carbono através dos solos, deverá visar técnicas de preservação do mesmo, como incrementar a sua densidade, melhorar a sua distribuição em profundidade e promover a sua estabilidade, encapsulando o carbono orgânico em microagregados estáveis, protegidos dos processos microbiológicos, ou como carbono recalcitrante com longos prazos de transformação.

Neste contexto, a capacidade de reserva do dióxido de carbono atmosférico, pode ser incrementada através de uma manutenção direccionada dos solos, como seja a recuperação de solos degradados, a conversão de solos agrícolas marginais em formas de uso que restitua a sua sustentabilidade e a adopção de técnicas culturais adequadas nos solos agrícolas, como a incorporação dos resíduos das culturas nos solos, a mobilização reduzida ou nula dos solos e a incorporação de resíduos orgânicos, entre outras. Com a adaptação destas práticas de manutenção adequadas, o carbono orgânico pode acumular-se nos solos porque se eliminam os distúrbios induzidos pelas mobilizações, as perdas por erosão são minimizadas e grandes quantidades de raízes e biomassa superficial são devolvidas ao solo. É por demais conhecido que estas práticas permitem conservar a humidade do solo, melhorar a sua qualidade e incrementar a reserva de carbono orgânico do solo (Lal, 2004).

III.3.5. INFLUÊNCIA DA MATÉRIA ORGÂNICA SOBRE AS PROPRIEDADES DO SOLO

A depleção da matéria orgânica do solo acarreta degradação física dos solos, como a redução na agregação, o declínio da estrutura do solo, a formação de crosta, a compactação, a redução na capacidade de infiltração de água, problemas de drenagem que conduzem a meios anaeróbios e a erosão. Implica degradação química dos solos, como a perda de nutrientes, a redução do pH, a acumulação de sais nas zonas radiculares e o desequilíbrio no ciclo e balanço de nutrientes. Conduz ainda à degradação biológica, através da redução na actividade e diversidade de espécies da fauna do solo, do declínio da biomassa, e da depleção das reservas de carbono (Lal, 2004).

III.3.5.1. PROPRIEDADES FÍSICAS

De forma a investigar a influência da matéria orgânica nas propriedades físicas do solo, Watts e Dexter (1997) conduziram um ensaio em solos com diferentes valores de carbono orgânico para quantificar os efeitos de destabilização de crescentes intensidades de mobilização. As diferentes intensidades de mobilização foram simuladas com o uso de um peso, em que os níveis de energia específicos foram semelhantes aos experimentados durante as mobilizações. O nível de destabilização do solo foi avaliado pela quantidade de argila dispersa e pela quantidade de agregados estáveis em água > 0.25 mm. A quantidade de argila dispersa aumentou com o conteúdo em água, na ausência de qualquer pré-tratamento mecânico, mas a taxa de aumento disparou com a diminuição de carbono orgânico. Após mobilização simulada, e a níveis de humidade acima do limite plástico, a dispersão de argila aumentou proporcionalmente com a energia aplicada e também com a diminuição do carbono orgânico. A proporção de agregados estáveis em água diminuiu rapidamente com a diminuição de carbono orgânico e, em menor extensão, após as mobilizações. O conjunto de experiências realizadas permitiu ilustrar que práticas de mobilização que conduzem a longo prazo à redução do carbono orgânico do solo, são responsáveis por uma diminuição na força dos agregados e redução na estabilidade, logo um aumento na sensibilidade dos solos para declínio da sua estrutura.

Já foi largamente demonstrado que o teor de matéria orgânica afecta a estabilidade dos agregados do solo. Bissonnais et al. (2007) analisaram 68 amostras de solos mediterrânicos calcários. Os resultados indicam que a estabilidade dos agregados está fortemente correlacionada com o conteúdo em carbono orgânico, sugerindo que funciona, nestes solos, como um indicador predominante da estabilidade dos agregados.

A explicação reside não só no facto de a matéria orgânica aumentar a coesão dos agregados, através da ligação das partículas minerais pelos polímeros orgânicos, ou através do envolvimento físico das partículas por raízes finas, hifas de fungos ou cianobactérias, mas também no facto de reduzir o humedecimento dos agregados, por diminuição da taxa de absorção de humidade, evitando a sua dispersão. Este aspecto é particularmente relevante para os solos mediterrânicos onde o clima seco e quente, no Verão, pode aumentar as propriedades hidrofóbicas do solo. É provável que a matéria orgânica seja a variável chave para a estabilidade dos agregados nestes solos (Bissonnais et al., 2007)

O trabalho realizado por Ekwue (1991) é um dos muitos trabalhos publicados que sustentam a importância da matéria orgânica para a protecção do solo contra fenómenos de erosão. O autor avaliou a desagregação do solo através de um ensaio factorial envolvendo cinco solos (com níveis de matéria orgânica de 1.23 a 5.64%), três durações de precipitação (4, 12 e 20 minutos) e dois tamanhos de agregados. Os resultados evidenciaram diferenças significativas ($p < 0.01$) na quantidade de solo desagregado, entre os solos estudados. Os valores médios de desagregação diminuíram, de uma forma geral, com o aumento no conteúdo em matéria orgânica do solo. Para qualquer um dos tratamentos, verificou aumentos significativos ($p < 0.01$) no destaque do solo com o aumento da duração da precipitação, mas a desagregação do solo foi inferior para os agregados de maior dimensão. As interacções mais significativas que afectaram a desagregação do solo foram, por esta ordem: entre a duração da precipitação e o tamanho dos agregados, o entre o conteúdo de matéria orgânica e o tamanho dos agregados e entre o conteúdo de matéria orgânica e a duração da precipitação.

III.3.5.2. PROPRIEDADES QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

O efeito do teor da matéria orgânica sobre as propriedades químicas e biológicas do solo é notoriamente observado nos solos sujeitos à incorporação de resíduos orgânicos. No capítulo 3.4 deste trabalho, são referidas publicações de estudos realizados no sentido de avaliar o efeito da aplicação de resíduos orgânicos sobre estas propriedades. O conteúdo de matéria orgânica de um solo, funcionando como uma reserva de nutrientes, regula o *status* químico desse solo. As fracções mais lábeis da matéria orgânica do solo promovem a disponibilidade imediata de nutrientes, enquanto as fracções mais recalcitrantes, com mineralização mais lenta, funcionam como uma reserva de longo prazo, com uma libertação lenta de nutrientes.

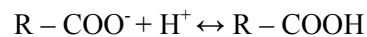
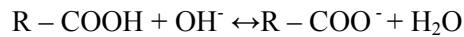
Durante a mineralização da matéria orgânica, além da degradação de compostos orgânicos de carbono, da qual resulta a produção de dióxido de carbono, água e energia, ocorrem reacções paralelas em que participam outros elementos, como a hidrólise de proteínas, por exemplo. Desta hidrólise resultam aminoácidos que, caso não sejam imobilizados nos tecidos bacterianos, são mineralizados libertando amónio.

A reacção global de mineralização de um composto aminado pode ser representada pela equação:

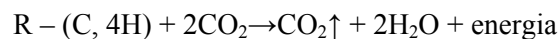


Ainda em relação aos nutrientes, a matéria orgânica do solo actua como um mecanismo regulador da sua eficiência, na medida em reduz as suas perdas por drenagem ou volatilização através da sua capacidade de adsorver partículas iónicas, retendo os nutrientes no solo. A maior ou menor capacidade de adsorção relaciona-se com o complexo de troca do solo, designação atribuída ao conjunto de colóides orgânicos e minerais responsáveis pela adsorção de iões. Em termos químicos, o conteúdo de matéria orgânica dos solos exerce ainda influência na reacção dos solos.

A incorporação de matéria orgânica nos solos, através da aplicação de resíduos orgânicos, tende a baixar o pH dos solos, na medida em que ocorre a libertação de prótons durante a mineralização dos compostos orgânicos pelos microorganismos (ionização do grupo carboxílico). Esta modificação no pH do solo contudo é, normalmente, temporária porque a fase de intensa mineralização dos compostos mais lábeis tem uma duração curta. Por outro lado, o conteúdo de matéria orgânica influencia a resistência à variação do pH dos solos, conferindo-lhes um grande poder tampão. O grupo carboxílico opõe-se à subida e à descida do pH, conforme esquematizado pelas respectivas equações:



Do ponto de vista biológico, a matéria orgânica funciona como fonte de energia para os microorganismos, os quais são os grandes responsáveis pela actividade metabólica dos solos. A mineralização dos compostos orgânicos contendo carbono e hidrogénio, pode ser globalmente traduzida pela equação:



Um solo pobre em matéria orgânica disporá de uma comunidade microbiana débil, acarretando todas as consequências negativas daí advindas.

III.4. RESÍDUOS ORGÂNICOS

III.4.1. CARACTERIZAÇÃO

Resíduos são todos os materiais sem interesse económico que resultam inerentemente das actividades produtora e transformadora ou simplesmente da actividade humana consumidora. Os resíduos orgânicos constituem todos os resíduos que contêm matéria orgânica e são gerados quer em áreas de produção e transformação, como a agro-pecuária, a silvicultura e a agro-indústria, quer pela actividade humana, como sejam a produção de lixos domésticos e as águas de saneamento urbano.

Em relação à actividade produtora e transformadora, a inevitável produção de resíduos gera uma importante fileira nas respectivas indústrias, obrigando-as a encontrar soluções para a deposição desses resíduos, além da necessidade de escoar o seu produto final. No passado, estas soluções passavam pelo caminho mais fácil e os resíduos, de natureza diversa, eram simplesmente despejados num rio próximo, no mar ou a céu aberto, ou num descampado isolado e afastado das populações. Mas, a crescente modernização das sociedades industrializadas acarretou um aumento na produção de resíduos e os recursos naturais utilizados para a sua eliminação deixaram de ter capacidade para os receber e depurar, resultando em graves problemas de poluição, com todas as consequências nefastas associadas. Este mal-estar teve repercussões na sociedade e as questões ambientais tornaram-se um problema de eleição generalizada. As entidades governamentais foram obrigadas a intervir e, actualmente, as questões em torno da produção de resíduos e da sua eliminação estão legalmente definidas, sendo obrigatório o cumprimento de uma vasta gama de normativas legais que visam, acima de tudo, proteger o ambiente, a saúde e bem-estar públicos.

Em relação aos resíduos resultantes da actividade humana, que vão desde os chamados *resíduos urbanos*, resultantes da produção de lixos domésticos e águas de saneamento, até ao “abate” de automóveis e material electrónico, por exemplo, também as entidades legislativas têm desenvolvido um vasto trabalho regulador sobre os diversos caminhos a seguir, salvaguardando o bem-estar ambiental. Nos últimos 30 anos este desafio tem sido o centro da política ambiental europeia e tem sido feito um progresso substancial (EEA, 2005). Aterros e unidades de incineração altamente

poluentes têm sido encerrados, numa abordagem de valorização dos recursos através da sua reutilização, reciclagem e recuperação energética, contribuindo para a diminuição da emissão de gases com efeito de estufa.

III.4.2. RESÍDUOS ORGÂNICOS INDUSTRIAIS

III.4.2.1. AGRO-PECUÁRIA

Os estrumes animais produzidos na actividade agrícola, devolvidos ao solo na forma de fertilizante, são considerados seguros desde que aplicados de uma forma correcta. Mas, a partir da II Guerra Mundial, as fertilizações orgânicas tradicionais foram grandemente substituídas pelas fertilizações químicas (Clapp et al., 2007), não só pelo facto da sua aplicação no campo ser mais cómoda, como também pela intensificação da produção pecuária que conduziu à alteração das estruturas agrícolas. O regime intensivo das explorações pecuárias desfragmentou o padrão do sector. Actualmente são comuns as explorações fisicamente afastadas do local de produção dos alimentos para os animais. Esta deslocação, associada à elevada densidade de encabeçamento e à elevada produção pecuária, que geram elevados volumes de dejectos, acarretam sérios problemas de reciclagem deste subproduto. Uma condução descontrolada destes resíduos pode conduzir à contaminação dos solos e recursos hídricos, à contaminação atmosférica e à transmissão de doenças.

As preocupações ambientais inerentes a este sector resultaram na necessidade de encontrar soluções sustentáveis, destacando-se a produção de biogás a partir dos estrumes como uma das soluções com maior expansão. Os dejectos dos animais são assim sujeitos a processos de compostagem anaeróbia, beneficiando de um tratamento prévio à sua utilização agrícola que resulta não só na redução de volume, como na eliminação de possíveis efeitos tóxicos e contaminantes, com simultânea produção de energia. O composto resultante pode então ser valorizado pela sua utilização agronómica segura, e a energia produzida pode ser usada como fonte de energia alternativa aos combustíveis fósseis. Esta solução tem, assim, a dupla vantagem de garantir a reciclagem dos resíduos com subsequente valorização quer da utilização agrícola, quer da produção de energia. Esta é, aliás, a filosofia que está subjacente às políticas actuais de eliminação de resíduos, como se poderá constatar durante a revisão

das formas de valorização dos resíduos orgânicos. Mais do que eliminar os resíduos de uma forma segura, a intenção é reciclar estes resíduos através da sua valorização. Com uma produção de resíduos tão elevada e em crescimento tão acelerado, agir apenas no sentido da sua deposição segura em aterros próprios, não será uma solução viável a longo prazo, antevendo-se o esgotamento de espaço físico para a construção dos mesmos. Assim, a política actual defende a reutilização dos materiais de forma a garantir um consumo mais sustentável dos recursos.

III.4.2.2. INDÚSTRIA AGRO-ALIMENTAR

A indústria agro-alimentar representa um ramo importante da actividade económica dos países desenvolvidos. Engloba todas as indústrias que transformam produtos agrícolas e pecuários que não são consumíveis no seu estado natural ou que não podem ser integralmente consumidos no local da sua produção. Desta forma, é um sector que abrange uma grande variedade de tipos de indústrias, o que conduz a uma elevada diversidade de produção de resíduos, quer líquidos, quer sólidos (Tabela 3.4.1). Cada um destes subsectores trata e valoriza os resíduos produzidos através de diversas tecnologias, as quais serão mencionadas de uma forma geral, no ponto seguinte deste capítulo. Como se referiu anteriormente, a eliminação dos resíduos através das diferentes formas de tratamento e valorização é uma competência legal, imputada à própria indústria não devendo existir, actualmente, espaço para liberdades que prejudiquem o ambiente ou a saúde pública. A indústria oleícola merece uma atenção especial neste trabalho, pelo que a caracterização dos resíduos produzidos tem desenvolvimento em capítulo próprio (capítulo 3.4).

Tabela 3.4.1 Exemplos de subsectores de transformação alimentar e respectivos tipos de resíduos gerados

Subsector	Carnes	Lácteo	Azeite	Bebidas alcoólicas
Resíduos e subprodutos gerados	Águas residuais Carcaças Gorduras, sangue, restos de carnes	Águas e lamas residuais Soro lácteo	Águas residuais Bagaços diversos	Águas e lamas residuais Bagaços

Fonte: Nogales (data desconhecida)

III.4.3. RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS

Em relação à produção de resíduos, e com elevado destaque, importa referir sector dos resíduos urbanos que inclui os resíduos sólidos urbanos (RSU) e as lamas de depuração das estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Estes resíduos, dada a sua elevada produção e a generalização da mesma, apresentam um lugar importante no universo dos resíduos orgânicos. A quantidade de resíduos orgânicos produzidos nas áreas urbanas aumentou exponencialmente ao longo do último século, como resultado do aumento da população e de mudanças no estilo de vida. A União Europeia gera anualmente 2 biliões de toneladas de resíduos e este número tende a aumentar (During e Gath, 2002). Consequentemente, milhares de toneladas de matéria orgânica são dispostas em aterros ou incineradas e transformadas em metano, dióxido de carbono, óxidos de azoto e enxofre e outros gases que incrementam o efeito de estufa.

No contexto de uma preocupação ambiental cada vez mais consolidada, têm sido desenvolvidas políticas para reduzir marcadamente a quantidade de resíduos orgânicos dispostos em aterros ou incinerados, e aumentar as taxas de tratamentos desses resíduos, quer através da compostagem, quer através da digestão anaeróbia. Devido ao elevado teor de matéria orgânica e de nutrientes importantes para as plantas, tem sido indicada a utilização dos compostados e lamas resultantes destes tratamentos na agricultura como fertilizante ou correctivo.

A aplicação destes resíduos no solo tem várias vantagens; não só evita a acumulação de materiais orgânicos no ambiente, como fornece matéria orgânica e nutrientes ao solo, contribuindo para a promoção da sustentabilidade da actividade agrícola através da diminuição de entradas de produtos químicos. Além disto, permite a

diminuição das emissões gasosas que agravariam o efeito de estufa, caso fossem incinerados (Senesi e Plaza, 2007).

III.4.3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Em 1995 cerca de 200 milhões de toneladas de RSU eram produzidos na União Europeia (UE), metade dos quais bio-degradáveis. Entre 1990 e 1995, a geração total de resíduos aumentou 10% e os RSU contribuíram significativamente para este aumento, o qual está associado ao aumento do nível económico; entre 1995 e 2003, a geração de RSU aumentou 19%, na EU-25 (EEA, 2005). Com os níveis de crescimento económico, está previsto que o volume geral de resíduos continue a crescer. A OCDE prevê que a geração de RSU crescerá até 2020, embora a uma taxa ligeiramente inferior; a *Joint Research Centre* prevê um aumento na produção de RSU de 42.5% em 2020, em relação aos níveis de 1995 (EEA, 2005).

O enorme volume e correspondentes efeitos negativos da deposição dos resíduos bio-degradáveis em aterros forçaram a criação de políticas na UE para reduzir marcadamente esta deposição, optando por outras soluções com a compostagem ou digestão anaeróbia dos mesmos. Presentemente, os RSU são depositos em aterros (49%), incinerados (18%), reciclados através de compostagem para utilização agrícola (33%) (During e Gath, 2002). Nos novos países membros, apesar dos grandes esforços e investimentos realizados, e desta situação estar a evoluir, a deposição em aterros ainda é o destino final predominante destes resíduos orgânicos (EEA, 2005). Existem grandes discrepâncias entre os Estados Membros, que vão desde aqueles que reciclam menos (90 % aterros e 10% reciclagem e recuperação de energia) até aos que são mais amigos do ambiente (10% em aterros, 25% recuperação energia e 65% reciclagem).

III.4.3.2. LAMAS DE DEPURAÇÃO

Durante as últimas décadas, houve uma grande alteração nas formas de deposição das lamas de depuração. Até 1998, as lamas de ETAR ou lamas de depuração eram eliminadas nas águas do mar ou usadas como fertilizante nos solos agrícolas. As alternativas eram a incineração ou simples deposição em aterros. Desde 1998, a legislação europeia proibiu a eliminação das lamas para o mar, para proteger o ambiente

marinho e a deposição em aterros foi reduzida faseadamente (actualmente cerca de 35 a 45% das lamas ainda são depositadas em aterros) (Fytili e Zabaniotou, 2008). A produção total de lamas em 1998 na Comunidade Europeia foi de 7.2 milhões de toneladas. De forma a cumprir a legislação recém criada, planificou-se a construção de novas unidades de tratamento até 2005 e perspectivaram-se as metas de reduzir para 19% o volume de lamas deposto em aterro, 54% como fertilizante e o restante eliminado por incineração. Perspectivava-se, na altura, um aumento para cerca 9.4 milhões de toneladas de lamas produzidas em 2005 (EEA, 1998).

Mas, as previsões foram modestas e, de acordo com a mesma fonte, a produção de lamas em 2005 na UE foi de 14 milhões de toneladas. O aumento da produção de lamas foi assim muito superior às previsões de 1998 e a sua percentagem de deposição em aterro não diminui. Os números do panorama actual na União Europeia, relativamente ao destino das lamas de depuração dizem-nos que 37% das lamas produzidas são usadas na agricultura, 11% são incineradas, 40% depositadas em aterros e 12% são usadas em áreas como floresta, nomeadamente na recuperação de solo (Fytili e Zabaniotou, 2008). Estes números revelam o incumprimento das metas estabelecidas, o que se deve à dificuldade da completa implementação da legislação em vigor e às diferentes abordagens nacionais, dos respectivos estados membros. Ainda assim, o objectivo da comunidade europeia é reduzir em 20% até 2010 a deposição de resíduos em aterros, em relação aos números de 2000, e em 50% até 2050 (Fytili e Zabaniotou, 2008).

III.4.4. EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS SOBRE A QUALIDADE DOS SOLOS

A necessidade ambiental de reutilizar o elevado volume de resíduos orgânicos gerados nas sociedades modernas, vem ao encontro de um outro problema ambiental, não menos importante, e que tem igualmente sido motivo de alargada preocupação. Trata-se do efeito do crescimento da população, com subsequente intensificação e modernização da produção de alimentos, sobre a qualidade do solo, recurso não renovável nos períodos de tempo mensuráveis pela vida humana. A degradação dos solos, originada quer pela sobreprodução, com utilização de técnicas culturais não sustentáveis, quer pela desflorestação de extensas áreas para utilização agrícola, quer pela ocorrência cada vez mais frequente de acidentes como os incêndios florestais, com

todos os riscos inerentes, é actualmente um problema ambiental de grande magnitude. A qualidade dos solos, por sua vez, pode ser determinada através da monitorização, ao longo do tempo, das suas propriedades químicas, físicas e biológicas (Doran e Parking, 1994).

Neste sentido, a incorporação de resíduos orgânicos pode ser uma forma útil de travar estes processos de degradação ou mesmo de prevenir a sua ocorrência, contribuindo eficazmente para a qualidade dos solos. Apesar da utilização agrícola parecer o destino natural destes resíduos, dado o seu elevado nível de nutrientes e de matéria orgânica, sérias preocupações sobre a presença de contaminantes como metais pesados ou químicos orgânicos, inibem a sua aplicação de uma forma mais confiante e alargada (Albiach et al., 2001). Neste âmbito, tem-se desenvolvido uma investigação acurada sobre a utilização de resíduos orgânicos como fertilizante do solo.

III.4.4.1. EFEITOS SOBRE AS PROPRIEDADES QUÍMICAS

De uma forma geral, as investigações realizadas são unânimes em relação às vantagens da incorporação de resíduos orgânicos sobre as propriedades químicas do solo. O trabalho de Guerrero et al. (2001) evidencia o efeito positivo da aplicação de resíduos orgânicos sobre as propriedades químicas de um solo, afectado por um incêndio. Estes autores avaliaram, durante um ano, as alterações produzidas no conteúdo de carbono orgânico total, azoto, fósforo, potássio, cálcio e magnésio após a adição de diferentes doses de composto de RSU no solo.

Os resultados obtidos no ensaio de Guerrero et al. (2001) revelaram que os tratamentos orgânicos, particularmente a dose superior, aumentaram significativamente, e de forma relativamente próxima, os níveis de carbono orgânico total e o azoto total do solo. Os níveis de potássio disponível também aumentaram com este tratamento. O conteúdo de fósforo disponível não foi influenciado pela aplicação do composto, enquanto os níveis de magnésio foram superiores aos do solo controlo, durante os quatro meses que procederam o tratamento. Apesar de os efeitos nestes parâmetros tenderem a diminuir com o tempo, os seus valores nos solos tratados foram sempre superiores ao solo controlo, o que indicou uma clara promoção da qualidade química do solo devido aos tratamentos orgânicos. Estes resultados conduziram à conclusão sobre o

aumento da fertilidade do solo queimado, devido à aplicação do fertilizante orgânico, a qual favoreceu uma rápida recuperação vegetal, minimizando os riscos de erosão.

Também Kowaljo e Mazzarin (2007) avaliaram a recuperação química de solos queimados, após a aplicação de diferentes compostos orgânicos, em relação a um controlo não tratado. Os compostos foram aplicados em doses de 40 Mg ha⁻¹ e os investigadores avaliaram o efeito destas aplicações sobre propriedades químicas do solo (condutividade eléctrica, pH, carbono orgânico, azoto total, e fósforo extraível), as quais revelaram uma elevada resposta à adição dos correctivos orgânicos, mais evidentes após a estação húmida. O carbono orgânico, azoto total e fósforo extraível e o pH aumentaram significativamente com os compostos aplicados.

III.4.4.1.1. pH

Hargreaves et al. (2008) realizaram uma revisão sobre a utilização agrícola de composto RSU como condicionador e fertilizante do solo. Apontam o aumento dos valores de pH do solo como um dos aspectos vantajosos da aplicação deste composto e apresentam um conjunto de exemplos de trabalhos em que se verificou este resultado, embora apenas mencionem solos com pH inicial inferior, ou igual, a 6.1. Kowaljo e Mazzarino (2007), contudo reportaram o aumento significativo da reacção de um solo, com pH inicial de 6.6, tratado com composto de resíduos sólidos urbanos. Nos exemplos apresentados por Hargreaves et al. (2008), os aumentos de pH oscilaram entre 0.4 e 1.5 e foram normalmente proporcionais à taxa de aplicação dos resíduos. Estes aumentos foram atribuídos à mineralização do carbono e subsequente produção de iões OH⁻, assim como à introdução de catiões como K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺.

Contudo, ensaios realizados com outro tipo de resíduos urbanos, resultaram em diminuições significativas do valor do pH dos solos. Foi o caso do trabalho de Antolín et al. (2005) em que foram aplicadas lamas de depuração em solos degradados da região mediterrânica, durante diferentes períodos de tempo (um e três anos consecutivos). A aplicação cumulativa das lamas (3 anos) conduziu a uma diminuição significativa do pH dos solos, em relação ao controlo não tratado. O pH inicial do solo era 8.3 e o da lama aplicada 7.9. No final dos três anos de aplicação repetida, o pH do solo tratado diminuiu para 8.1. Os investigadores atribuíram esta diminuição à nitrificação do azoto amoniacal

das lamas. Segundo Montero-Vilariño (data desconhecida), é esperada a acidificação do solo quando se incorporam lamas residuais, estando esta diminuição associada à transformação do azoto amoniacal em azoto nítrico ou à produção de dióxido de carbónico que origina a produção de ácido carbónico.

Navas et al. (1998), por sua vez, aplicaram diferentes doses de lamas de depuração de águas residuais com pH ácido (valor médio de 5.81) num solo e constataram, seis meses depois, que esta aplicação provocou uma diminuição acentuada do pH do solo, nas parcelas tratadas com as doses mais elevadas de lamas (320 Mg ha^{-1}), relativamente à parcela controlo (7.72 e 8.34, respectivamente), o que se associa à natureza ácida do resíduo. Bastida et al. (2007) aplicaram diferentes taxas de RSU frescos (após maturação natural de 15 a 20 dias) com um valor de pH médio de 6.5, num solo durante 17 anos, e também observaram diminuições significativas do pH dos solos tratados com as taxas de 130, 195 e 260 Mg ha^{-1} , em relação ao controlo. A diminuição de pH, contudo, não foi proporcional às doses de resíduos aplicadas, não se verificando diferenças significativas entre as taxas 130, 195 e 260 Mg ha^{-1} , provavelmente devido ao poder tampão do solo.

Como se constata a partir das referências anteriores, as alterações do pH em sequência da aplicação de resíduos orgânicos podem ocorrer no sentido de aumentos ou de diminuições do pH. Segundo Courtney e Mullen (2008), este efeito parece estar relacionado com o valor inicial do pH do solo e do resíduo orgânico em questão. Hargreaves et al. (2008) mencionam ainda a menor absorção de Mn em folhas de *Vaccinium angustifolium*, L. em solos tratados com composto de RSU, observada por Warman et al. (2004) que, por sua vez, terão atribuído esta diferença ao aumento de pH do solo motivado pela incorporação do composto. Uma vez que a disponibilidade do Mn diminui com o aumento de pH, a utilização de composto de RSU poderá, assim, ter a vantagem de aumentar o valor de pH dos solos ácidos e, indirectamente, exercer um efeito sobre a absorção de micronutrientes, como será abordado posteriormente, neste trabalho.

III.4.4.1.2. CONDUTIVIDADE ELÉCTRICA

Os níveis da condutividade eléctrica (CE) dos solos agrícolas variam entre 0 a 4 dSm^{-1} , enquanto os níveis da CE dos resíduos orgânicos variam entre 3.69 e 7.49 dSm^{-1} (Hargreaves et al., 2008). Assim, a incorporação destes resíduos no solo pode acarretar aumentos indesejáveis da sua CE. Já foi largamente demonstrado que as plantas são negativamente influenciadas pelo excesso de sais no solo, quer devido à dificuldade de absorção de água provocada pelo aumento do potencial osmótico, em consequência do aumento do teor de sais na solução do solo, quer devido ao desequilíbrio nutricional entre os diferentes iões.

Muitos dos ensaios realizados reportam este efeito. Contudo, a taxa de aplicação dos resíduos parece ser um factor determinante para aumentos significativos da CE. Hargreaves et al. (2008) referem ensaios, cuja quantidade de aplicação de RSU variou entre 40 e 120 Mg ha^{-1} , em que a CE dos solos aumentou proporcionalmente com essas quantidades. Foi o caso do ensaio de Kowaljow e Mazzarino (2007), em que a aplicação 40 Mg ha^{-1} de RSU conduziu a aumentos significativos da CE dos solos tratados, relativamente à parcela controlo, em ambas as datas de amostragem do ensaio (seis e doze meses após a aplicação dos resíduos).

Bastida et al. (2007), contudo apenas registaram aumentos significativos da CE nos solos tratados com as três doses superiores de RSU em fresco (taxas de aplicação de 65, 130, 195 e 260 Mg ha^{-1}). Resultados semelhantes foram obtidos por Courtney e Mullen (2008) que incorporaram um composto de resíduos agro-industriais num solo e, apesar do seu elevado valor de CE (8.6 mS/cm), apenas registaram aumentos significativos para taxa de aplicação mais elevada (100 Mg ha^{-1}). Pelo contrário, estes últimos investigadores observaram aumentos significativos da CE do solo tratado com a aplicação de qualquer uma das doses de um outro resíduo, com menor valor de CE. Os autores atribuíram esta diferença à solubilidade dos sais, superior para o primeiro resíduo, que promoveu a diminuição dos mesmos no solo, com o tempo.

Voltando à questão da quantidade de resíduo aplicada, faz-se referência ao trabalho de Antolín et al. (2005) no qual foi aplicada uma dose relativamente baixa de lamas de depuração de águas residuais (15 Mg ha^{-1}). A aplicação desta quantidade de

resíduo, ao longo de três anos, não conduziu a alterações significativas da CE dos solos tratados, relativamente à parcela controlo. Mas Hargreaves et al. (2008) referem ainda ensaios em que se verificou uma posterior diminuição dos valores da CE, incrementados com tratamentos orgânicos, provavelmente devido à remoção de nutrientes pelas culturas ou devido à lixiviação de iões.

III.4.4.1.3. MACRONUTRIENTES

A incorporação de nutrientes no solo através da aplicação de resíduos orgânicos é inquestionável, dada a composição destes materiais. Alguns trabalhos avaliaram a evolução do teor de alguns nutrientes após incorporação de resíduos urbanos.

III.4.4.1.3.1. AZOTO

Segundo a compilação de resultados de Hargreaves et al. (2008), a disponibilidade de azoto nos solos tratados com RSU foi observada nas diversas investigações realizadas, demonstrando que a aplicação de composto de RSU aumenta o teor de azoto do solo. Estes incrementos foram estimados em diferentes proporções, pelos diferentes investigadores, variando entre 10 e 22%. Os períodos de tempo a partir dos quais se detectaram incrementos no teor de azoto, após a aplicação destes resíduos, também variaram entre as investigações, sendo reportada a disponibilização do N no solo ao fim de seis meses, um ano e dois anos. Esta disponibilização foi frequentemente reportada como menos efectiva no primeiro ano de aplicação, em relação aos fertilizantes minerais.

O trabalho de Kowaljow e Mazzarino (2007) é um exemplo. Seis meses após a incorporação dos resíduos nos solos, os autores observaram aumentos significativos no teor de N no solo submetidos ao tratamento mineral, mas apenas ao fim de doze meses é que observaram aumentos significativos nas parcelas tratadas com o composto biossólidos e RSU. Weber et al. (2007) também não observaram diferenças no teor de azoto total (NT) dos solos tratados com composto de RSU, em relação aos solos não tratados, à excepção do solo tratado com a dose mais elevada de um dos compostos. As parcelas com fertilizante mineral também não evidenciaram diferenças deste parâmetro, em relação ao controlo. No segundo ano do ensaio, também não se observaram

diferenças no teor de NT das parcelas tratadas, mas no terceiro ano ocorreu uma diminuição drástica do conteúdo de NT do solo controlo. Courtney e Mullen. (2008) observaram resultados diferentes. Trataram os solos com diferentes compostos orgânicos e com uma fertilização mineral. Ambos os compostos orgânicos produziram aumentos significativos no teor de N total durante o período de desenvolvimento do cereal, enquanto a fertilização inorgânica não incrementou o conteúdo de N.

Também o ensaio de Guerrero et al. (2001) revelou aumentos significativos no teor de azoto, após a incorporação de diferentes doses de composto de RSU. Estes aumentos foram observados nos solos onde foram aplicadas as doses mais elevadas de composto de RSU, ao fim de trinta dias do ensaio – o que os autores esperavam devido ao elevado teor de azoto do resíduo utilizado (16.4 g kg^{-1}). O conteúdo em azoto dos solos tratados manteve-se superior em relação ao solo controlo durante todo o período experimental (360 dias), sendo as diferenças, de uma forma geral, estatisticamente significativas. Estes autores verificaram ainda que o azoto do solo não tratado diminuiu gradualmente ao longo do tempo, enquanto nos solos tratados apenas se começaram a registar diminuições no final do período experimental (360 dias), o que sugeriu que os processos de mineralização predominaram no solo controlo, perdendo-se o azoto por lixiviação, na forma de nitrato ou por evaporação, na forma amoniacal. Nos solos tratados a estimulação da população microbiana, devido à incorporação dos resíduos, conduziu a um predomínio de processos de fixação e imobilização do azoto sobre os processos de mineralização, verificando-se menores perdas de azoto.

A mineralização do C e do N tem sido estudada durante processos de compostagem de diversos resíduos, podendo ser útil para compreender o comportamento destes elementos nos solos tratados com resíduos orgânicos. Como exemplo, refere-se o trabalho publicado por Bernal et al. (1997). Estes investigadores incubaram amostras de solos com três amostras de composto, em diferentes fases de estabilização, correspondentes à mistura inicial (I), ao fim da fase activa (E) e ao fim do composto maduro (M). O azoto foi imobilizado no solo incubado com a amostra I, durante dez dias. Esta imobilização só durou 3 dias no solo tratado com a amostra E no solo tratado com a amostra M, a mineralização de N começou logo no primeiro dia.

Estes resultados permitiram concluir que a aplicação de composto imaturo pode conduzir à imobilização inicial do N no solo.

Paralelamente Bernal et al. (1997) estabeleceram um ensaio de campo, tendo incorporado no solo os resíduos correspondentes às diferentes fases de maturação do composto. Reportaram a ocorrência de uma taxa de mineralização de carbono significativa, com uma redução simultânea na concentração de azoto orgânico, no solo tratado com o resíduo não transformado (I), confirmando que os componentes de fácil decomposição no resíduo fresco conduziram à imobilização de azoto, na medida em que os microorganismos encontram uma disponibilidade de carbono orgânico superior à do azoto orgânico. Contudo, a posterior re-mineralização do N imobilizado forneceu uma quantidade de N às plantas semelhante ao do solo não tratado. Assim, Bernal et al. (1997) sublinharam a importância de uma aplicação dos resíduos não maduros antecipada em, pelo menos, dois meses em relação à data das sementeiras. Esta estratégia permitirá assegurar que a fase de imobilização do N pelos microorganismos terminou e o N inorgânico está a ser produzido por re-mineralização do azoto imobilizado, disponibilizando-se o azoto inorgânico durante o desenvolvimento das culturas.

A mineralização do azoto orgânico também pode ser influenciada pela textura do solo, podendo ser superior em solos arenosos, em relação aos solos argilosos, como demonstrou o trabalho de Hernández et al. (2002). Os autores registaram aumentos significativos do conteúdo do N total dos solos, após a aplicação de lamas de depuração. Estes aumentos foram directamente relacionados com a taxa de aplicação e o teor de azoto das lamas e tenderam a diminuir com o tempo de incubação. Uma vez que a incubação decorreu sob um processo de não lixiviação, os autores atribuem esta diminuição do azoto a perdas gasosas devido à volatilização do ião amónio ou a processos de desnitrificação. Contudo, as perdas de azoto durante as vinte semanas de incubação foram superiores nos solos arenosos (de 30 a 41% do azoto inicial) em relação aos solos argilosos (de 1 a 17%), sugerindo a influência do tipo de solo na mineralização da matéria orgânica. Também Antolín et al. (2005) observaram resultados significativos sobre o teor de azoto inorgânico, devidos à aplicação de resíduos orgânicos ao solo. Estes autores registaram uma disponibilidade de azoto mineral

significativamente superior nas parcelas tratadas com lamas de depuração de águas residuais, durante quatro anos, em relação aos outros tratamentos, com um efeito mais evidente três anos após a primeira aplicação dos resíduos.

III.4.4.1.3.2. FÓSFORO

Os tratamentos orgânicos com compostos de RSU têm revelado efeitos positivos sobre o fornecimento de fósforo ao solo, aumentando a sua concentração com as crescentes taxas de aplicação dos resíduos. Bastida et al. (2007), num ensaio de longa duração, observaram um aumento na concentração de P disponível após 17 anos de aplicação de composto de RSU no solo. A revisão de Hargreaves et al. (2008) contempla alguns exemplos em que o composto de RSU forneceu quantidades de P equivalentes aos fertilizantes minerais. Mas outros investigadores obtiveram resultados mais notórios com o composto de RSU, do que com fertilizações minerais, segundo os mesmos, devido às elevadas quantidades de P contidas nos resíduos.

Foi o caso de Courtney e Mullen (2008), por exemplo. Estes investigadores aplicaram dois compostos a um solo (um composto de resíduos agro-industriais e outro de lamas de depuração) e compararam os seus efeitos com uma fertilização mineral. A aplicação dos compostos aumentou significativamente os níveis de fósforo extraível, ao contrário da fertilização mineral. O composto de lamas de depuração continha quase o dobro de P do que o composto agro-industrial. Consequentemente, segundo os autores, o primeiro composto produziu aumentos, no teor de P disponível do solo, significativamente superiores ao segundo. Também Odlare et al. (2008) registaram aumentos significativos do P disponível para as plantas, nos solos tratados com composto de RSU e lamas de depuração. Ambos os resíduos aplicados apresentavam elevados teores de P, mas baixa concentração de azoto. Uma vez que a taxa de aplicação foi determinada a partir da concentração em azoto, as quantidades de fósforo aplicadas foram muito elevadas, sendo de esperar o incremento do teor de P disponível nos solos tratados.

Por sua vez, Kowaljow e Mazzarino (2007), observaram uma correlação significativa entre o C orgânico e o P extraível ($r=0.68$, $p < 0.001$). Estes investigadores aplicaram 40 Mg ha^{-1} de composto de biossólidos e de RSU e compararam estes

tratamentos com uma fertilização química. Ao fim de doze meses, observaram incrementos significativos no teor de P extraível para todos os tratamentos, em relação ao controlo não-tratado. Os resultados deste ensaio revelaram que os solos tratados com o composto de biossólidos sofreram incrementos superiores na concentração de P, em relação aos solos fertilizados mineralmente. O mesmo não aconteceu com os solos tratados com composto de RSU, que apesar de significativamente superior ao controlo, revelou valores de P inferiores aos restantes tratamentos. Os autores não fizeram referência ao facto do composto de biossólidos conter cerca de dez vezes mais P extraível do que o composto de RSU. Apenas mencionaram a correlação significativa entre o C orgânico e o fósforo do solo, sugerindo-nos a influência do primeiro sobre os níveis do segundo.

De facto, tem sido sugerido que as respostas das propriedades biológicas do solo, envolvidas nas transformações de fósforo, são diferentes consoante o estímulo biológico promovido pelas características dos resíduos. Neste sentido, Criquet e Braud (2008) estabeleceram um ensaio para determinar os efeitos de fertilizantes orgânicos e minerais na disponibilidade de P, densidade bacteriana e actividade dos fosfatos, em solos degradados da região mediterrânica, caracterizados por níveis baixos de matéria orgânica e nutrientes. Para o efeito, utilizaram lamas de águas residuais (SS), composto de lamas de águas residuais (SSC) e sais de fósforo (P-salts). Todos os tratamentos resultaram em aumentos significativos de P disponível no solo, em relação ao controlo. As lamas SS claramente estimularam as propriedades biológicas do solo, especialmente os diferentes tipos de enzimas envolvidos na mineralização e transformação de P. Os autores explicaram este estímulo biológico, como consequência dos elevados conteúdos de substratos degradáveis e facilmente disponíveis, nas lamas SS, os quais estimulam o desenvolvimento bacteriano e a produção de enzimas, incluindo aquelas envolvidas nas transformações de P. Pelo contrário, o composto de lamas (SSC), assim como os sais de P, não afectaram globalmente a actividade biológica, logo as transformações de P, o que os autores atribuíram à natureza da matéria orgânica do composto (mais humificada, pelo que menos transformável pelos microorganismos) e ao facto de a microflora dos solos degradados estar maioritariamente inactiva, revelando períodos de conversão longos, após a incorporação de compostos.

Por sua vez, outros autores que não obtiveram aumentos significativos no teor de fósforo do solo após incorporação de diferentes tipos de compostos, atribuíram estes resultados às baixas concentrações de P dos compostos empregues, em relação a outros encontrados na bibliografia. Foi o caso de trabalho de Guerrero et al. (2001). O composto de RSU usado nos tratamentos do solo em estudo, com uma concentração em P (1 180 mg Kg⁻¹), cerca de dez vezes menor do que outros compostos descritos na literatura, aumentou o teor de P inicial, embora não de uma forma estatisticamente significativa.

III.4.4.1.3.3. POTÁSSIO

Guerrero et al. (2001) reportam aumentos significativos no conteúdo de potássio (K) disponível, em resultado dos tratamentos orgânicos aplicados num solo. De uma forma geral, observaram níveis de K disponível estatisticamente superiores em todos os solos tratados, em relação ao controlo, em todas as épocas de amostragem, embora este conteúdo tenha diminuído com o tempo. De qualquer forma, um ano após a aplicação dos resíduos, os níveis de K disponível ainda eram superiores aos do solo controlo, não-tratado. Weber et al. (2007), por sua vez, aplicaram dois compostos de RSU diferentes, a um solo, às taxas de 18, 36 e 72 Mg ha⁻¹. Observaram um aumento apreciável do K disponível para as plantas ao longo dos três anos do ensaio. No final deste período, o teor em K disponível permanecia no mesmo nível daquele observado logo após a primeira aplicação dos compostos, excedendo em três vezes o teor de K disponível no solo controlo. Odlare et al. (2008) também observaram aumentos significativos no teor de K disponível dos solos tratados com composto de RSU e lamas de depuração, responsabilizando o elevado conteúdo em K dos resíduos pelos incrementos observados.

III.4.4.1.4. OUTROS NUTRIENTES

III.4.4.1.4.1. CÁLCIO E MAGNÉSIO

Um estudo realizado nos Estados Unidos da América revelou que o cálcio (Ca) é um dos principais elementos presentes no composto de RSU, em concentrações superiores a 10 g Kg⁻¹ (Hargreaves et al., 2008). POR seu lado, ensaios de investigação realizados revelaram que a aplicação de compostos de RSU acarretou aumentos na

concentração de Ca. No ensaio de Courtney e Mullen (2008), o cálcio foi o catião que revelou maior incremento com a aplicação de composto orgânico, embora este aumento apenas tenha sido significativo para a taxa de aplicação de 100 Mg ha⁻¹ do composto. Guerrero et al. (2001) reportam igualmente aumentos significativos no teor de Ca dos solos tratados com a dose mais elevada de composto de RSU, não observando qualquer correlação entre o conteúdo de Ca dos solos e a dose de composto adicionada aos solos. Neste trabalho, tanto nos solos tratados, como no solo controlo, o conteúdo de Ca variou durante o ano, embora nos primeiros esta variação tenha sido semelhante e diferente da do solo controlo, o que sugeriu aos investigadores que a incorporação de composto modifica a disponibilidade do Ca, especialmente em sequência de alterações no pH causadas pela mineralização da matéria orgânica. No final do ensaio, todos os solos tratados revelaram valores de Ca superiores aos do controlo.

O estudo realizado nos Estados Unidos, referido anteriormente, revelou que a concentração média de magnésio (Mg) no composto de RSU é inferior a 5 g kg⁻¹, variando entre 1.8 e 4.4 g kg⁻¹ (Hargreaves, 2008). Os solos tratados com os resíduos orgânicos revelaram teor de Mg extraível superior ao dos solos com fertilização inorgânica (Courtney e Mullen, 2008). No ensaio de Guerrero et al. (2001) a disponibilidade de Mg foi positivamente influenciada pela aplicação de composto, mas apenas nas primeiras amostragens (até 4 meses após incorporação dos compostos). Os autores constataram, contudo, que as concentrações de Mg nos solos tratados não foram proporcionais às taxas de aplicação dos compostos.

III.4.4.1.4.2. FERRO, COBRE, ZINCO E MANGANÊS

A gama de concentração de ferro (Fe) detectada nos vastos estudos do composto de RSU foi de 5.3 a 34.9 g kg⁻¹ (Hargreaves et al. 2008). Nos trabalhos consultados, a aplicação deste resíduo não tendeu a aumentar a concentração de Fe nem nos solos, nem nas plantas (Cala et al., 2005). Pelo contrário, a concentração de Cu nos solos, total e extraível, aumentou após a aplicação de composto de RSU (Gigliotti et al., 1996; Weber et al., 2007), tendo-se verificado que o Cu tem a capacidade de se deslocar no perfil do solo. Bastida et al. (2007) observaram aumentos significativos na concentração de Cu total dos solos tratados com as doses mais elevadas de resíduos orgânicos urbanos, apesar de ter permanecido abaixo dos limites estabelecidos pela legislação da UE. Tem

sido apontado que apenas uma pequena percentagem de Cu presente nos RSU é lexiviável. Outros autores concluíram que doses baixas de RSU não afectaram a concentração do Cu disponível do solo (Cala et al., 2005). Também foi sugerido que o composto de RSU aumenta as concentrações de Cu de troca, mas a sua biodisponibilidade é reduzida devido à complexação deste elemento com compostos orgânicos, os quais normalmente aumentam com a aplicação de resíduos orgânicos. No entanto, têm sido observados aumentos na absorção das plantas deste elemento, mas na maior parte dos casos, a sua concentração permaneceu abaixo dos níveis tóxicos (Hargreaves et al., 2008).

Também as concentrações de Zn tendem a aumentar nos solos tratados com composto de RSU, em comparação com os solos não tratados (Bastida et al., 2007). Observaram-se ligeiros aumentos na concentração de Zn total após a aplicação de composto de RSU a uma taxa de 15 Mg ha^{-1} , num solo arenoso alcalino, mas o mesmo não aconteceu com a aplicação do mesmo composto num solo ácido e noutro neutro (Hargreaves et al., 2008). Sánchez-Monedero et al. (2004), que aplicaram composto de lamas de depuração com diferentes níveis de estabilização num solo, observaram que o tratamento com composto maduro aumentou o teor de Zn total em 2.9 mg kg^{-1} . Considerando a concentração de Zn do solo, 19 mg kg^{-1} , e o nível máximo deste metal admitido pela legislação em vigor, 300 mg kg^{-1} , os autores calcularam que seriam necessários mais 275 anos de tratamentos para atingir o valor limite de Zn no solo, sem considerar a assimilação deste metal pelas plantas. As concentrações de Mn total também tendem a aumentar com a adição de composto de RSU no solo, contudo a maior fracção de Mn no solo tratado com RSU encontrou-se nas ligações ferromanganês, inacessível para as plantas. Verifica-se normalmente uma diminuição na assimilação de Mn pelas plantas, após a adição de composto de RSU (Cala et al., 2005), devido ao associado aumento do pH do solo. Os solos ácidos têm uma maior quantidade de Mn disponível do que os solos neutros ou alcalinos. Cabral et al. (1998) verificaram que os valores de pH dos solos exercem uma forte influência na extracção de Mn e Zn pelas plantas.

III.4.4.2. EFEITOS SOBRE AS PROPRIEDADES BIOLÓGICAS

As propriedades microbiológicas do solo são muito sensíveis às alterações do ambiente, considerando-se óptimos indicadores para avaliar a qualidade do solo e os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos sobre esta qualidade. Muitos dos ensaios realizados neste âmbito contemplam o estudo de parâmetros biológicos, por si só, ou associados a parâmetros químicos e físicos. As propriedades microbiológicas frequentemente avaliadas são a taxa de respiração basal e a biomassa microbiana. Outra forma de avaliar a actividade dos microorganismos é através da análise das enzimas do solo envolvidas na transformação dos principais nutrientes (Hargreaves et al., 2008).

Bastida et al. (2007) aplicaram 65, 130, 195 e 260 Mg ha⁻¹ de resíduos orgânicos urbanos frescos, após 15 a 20 dias de maturação natural, e 17 anos depois avaliaram o efeito destas aplicações sobre as propriedades biológicas do solo, em comparação com um controlo não tratado. Observaram efeitos positivos nos parâmetros analisados (respiração basal, ATP, actividade de desidrogenases, urease, protease, β-glucosidase e fosfatase), reportando diferenças significativas entre os solos tratados com as maiores doses e aqueles tratados com a menor dose de resíduo e o controlo. Observaram ainda correlações positivas entre estes parâmetros e aqueles que indicam o tamanho das populações microbianas, como massa microbiana de carbono. Para estes investigadores, o desenvolvimento microbiológico observado em consequência da aplicação dos resíduos, foi muito provavelmente devido ao estímulo da actividade enzimática que controla a actividade das células. Este facto explicaria a correlação positiva observada entre o carbono orgânico total, superior nas parcelas tratadas devido ao crescimento das plantas promovido pela aplicação dos resíduos, e as hidrolases específicas estudadas.

Observações semelhantes foram reportadas por Garcia-Gil (2000). Também num ensaio de longo prazo, a adição múltipla de composto de RSU (nas quantidades crescentes de 20 a 80 Mg ha⁻¹), aumentou a biomassa microbiana de carbono, o qual persistiu oito anos após a aplicação do composto. Este facto foi atribuído à biomassa microbiana contida nos resíduos orgânicos e à adição de substrato de carbono, que estimulou os microorganismos indígenas do solo, como confirmado por posteriores análises. Também Pascual et al. (1999) registaram aumentos na taxa de respiração basal

nas parcelas onde foi aplicado o composto de RSU, em comparação com o controlo, durante oito anos após a aplicação.

Outros investigadores verificaram aumentos nestes parâmetros ao fim de períodos mais curtos de tempo. Garcia et al. (1994) reportaram que quarenta meses após aplicação da fracção orgânica de RSU frescos, suficiente para aumentar a matéria orgânica dos solos em 0.5, 1, 1.5 e 2%, a actividade das enzimas urease, protease, fosfatase, β -glucosidase e desidrogenase aumentou, principalmente nos solos que receberam as maiores doses de resíduo. Os mesmos observaram ainda uma correlação positiva entre os parâmetros referentes à biomassa microbiana e a actividade das enzimas, determinadas no solo. Rós et al. (2003), num ensaio com a duração de dois anos, verificaram que a aplicação de 25 a 30 kg m⁻² de RSU (frescos e compostados, e uma mistura de RSU fresco com palha) aumentou significativamente ($p < 0.05$) a biomassa de carbono e a respiração do solo, em comparação com o controlo, o que reflectiu o aumento do número de microorganismos e da actividade microbiana, ao longo do ensaio. A respiração basal decaiu durante o primeiro ano, possivelmente devido à diminuição dos compostos facilmente bio-degradáveis, que foram degradados pelos microorganismos. Durante o segundo ano do ensaio, a respiração basal flutuou de acordo com a estação, com um máximo no Verão e um mínimo no Inverno. Sánches-Monedero (2004) compararam o efeito de diferentes níveis de estabilização de lamas de depuração sobre a biomassa microbiológica. A dimensão da biomassa microbiológica aumentou em todos os tratamentos após a adição de diferentes lamas de depuração, mas este aumento relacionou-se com o nível de estabilização das mesmas. Quanto mais elevado o nível de estabilização, menos a massa microbiana se desenvolveu, durante o período de incubação.

III.4.4.3. EFEITOS SOBRE AS PROPRIEDADES FÍSICAS

A aplicação de resíduos orgânicos pode exercer efeitos benéficos sobre as propriedades físicas do solo, na medida em que o seu conteúdo em matéria orgânica promove a agregação das partículas do solo e a redução da sua densidade aparente, modificações que influenciam o movimento da água no solo. De seguida, refere-se um conjunto de trabalhos realizados no âmbito de investigação dos efeitos resultantes da aplicação de resíduos orgânicos urbanos sobre propriedades físicas dos solos. Os

resultados destes trabalhos permitem perceber que a aplicação dos resíduos pode contribuir para a melhoria das propriedades físicas dos solos. De acordo com os resultados obtidos no ensaio de Ojeda et al. (2008), o aumento do teor de matéria orgânica, resultante da aplicação de lamas de ETAR, reduziu os processos de degradação do solo relacionados com a destruição mecânica, e micro-ruptura, dos agregados e a conseqüentes perdas de solo por escorrência.

Segundo Ojeda et al. (2008), este efeito pode ser explicado por duas acções principais. A primeira deve-se ao facto de a matéria orgânica tornar os agregados mais resistentes, aumentando a sua coesão interna através do reforço da ligação das partículas minerais aos polímeros orgânicos. A segunda acção relaciona-se com uma menor propensão dos agregados para o humedecimento, o que pode reduzir a micro-ruptura das partículas. Esta acção também pode ser atribuída à actividade biológica, pois as raízes e as hifas dos fungos também contribuem para a hidrofobicidade do solo, assim como ao superior conteúdo em substâncias hidrofóbicas persistentes, incorporados pelos resíduos aplicados. (Ojeda et al., 2008)

A composição da matéria orgânica aplicada através da incorporação dos resíduos terá uma influência efectiva nesta acção, tal como observado por Tejada et al. (2007). Estes investigadores avaliaram a influência de quatro subprodutos orgânicos (composto de restos da planta de algodão, bagaço de azeitona obtido após extracção com sistema de duas fases, lamas de depuração e RSU) nas propriedades físicas do solo. Aplicaram anualmente os resíduos em quantidades equivalentes a 10 Mg ha^{-1} de matéria orgânica, durante quatro anos, num solo de sequeiro. Os resultados obtidos evidenciaram que todos os tratamentos orgânicos reduziram a densidade aparente, a instabilidade dos agregados e as perdas de solo. Mas o aumento na estabilidade da estrutura do solo não foi o mesmo para os diferentes tratamentos. Os resíduos orgânicos com maior concentração de ácidos húmicos aumentaram mais a estabilidade estrutural do solo do que aqueles com maior concentração em ácidos fúlvicos. Os compostos de restos de algodão e de bagaço de azeitona tiveram efeitos similares e foram mais efectivos do que os outros dois tratamentos. Deboz et al. (2002) estudaram a dispersão das argilas de solos tratados com resíduos orgânicos urbanos, em comparação com um solo não tratado. A dispersão de argila do solo não tratado aumentou após a primeira

amostragem, o que indicou uma progressiva destabilização da estrutura do solo. Em contraste, os solos tratados, mantiveram o valor inicial de dispersão. No ensaio de campo, contudo, todos os tratamentos revelaram uma diminuição consistente da dispersão das argilas durante o Outono e Inverno, indicando um aumento na estabilidade, possivelmente devido a uma acção de cimentação durante os eventos de gelo-degelo.

Também Jakobsen (1995), após aplicar composto em doses moderadas durante oito anos no mesmo solo, reportou que a estrutura do solo melhorou marcadamente, especialmente nos tratamentos com aplicação superficial do composto. A infiltração da água passou a ocorrer com maior rapidez no solo coberto com composto relativamente aos solos sem composto ou com o composto incorporado. O autor considerou os riscos de erosão minimizados pela aplicação superficial do composto. Courtney e Mullen (2008) observaram diminuições na densidade aparente de todos os solos onde foram aplicados os compostos orgânicos, particularmente nos solos onde foram aplicadas as quantidades mais elevadas. Os autores explicaram este resultado com o efeito de diluição causado pela mistura do material orgânico adicionado à fracção mineral do solo, mais densa. Também Bastida et al. (2007) observaram uma diminuição da densidade aparente do solo com o aumento da taxa de resíduos aplicada, enquanto a capacidade de retenção da água e a estabilidade dos agregados aumentaram com a dosagem dos resíduos. Mas nem todos os trabalhos evidenciam uma clara melhoria das propriedades físicas do solo, após a aplicação de resíduos orgânicos. É importante reter que os resíduos orgânicos urbanos, apesar da sua natureza comum, apresentam uma grande variabilidade no que diz respeito à sua composição e ao nível de estabilização, dependendo esta última do tipo e duração de tratamento a que foi sujeito. As taxas de aplicação dos resíduos, como já se demonstrou, também exercem uma influência importante nos resultados finais das investigações.

Weber et al. (2007), por exemplo, desenvolveram um ensaio para avaliar o efeito da aplicação de dois compostos de resíduos urbanos sobre diversas propriedades de um solo. Aplicaram os resíduos às taxas de 18, 36 e 72 Mg ha⁻¹. Como esperavam, ambas as aplicações melhoraram as propriedades físicas do solo. No entanto, estas melhorias revelaram um efeito de curto prazo – um mês após a aplicação dos resíduos, os solos

tratados com as doses mais elevadas dos compostos revelavam porosidade total estatisticamente mais elevada, em relação ao solo controlo, mas cinco meses depois, apenas o solo tratado com a dose mais elevada de um dos compostos evidenciava diferenças significativas em relação ao controlo. No segundo e terceiro anos não se verificaram quaisquer diferenças deste parâmetro entre os diversos solos, revelando que os efeitos benéficos foram limitados, no tempo, pela mineralização da matéria orgânica. Os autores concluíram que a magnitude e a estabilidade das melhorias dependeram da quantidade e qualidade da matéria orgânica aplicada com o composto.

Em relação à estabilidade dos agregados, parâmetro determinante para a qualidade do solo, Albiach et al. (2001) argumentam que apesar de um alargado número de artigos científicos abordar as alterações na estabilidade dos agregados após adição de resíduos sólidos urbanos, a vasta gama de características destes resíduos e de condições experimentais, conduz a resultados inconclusivos e, por vezes, contraditórios. Citam exemplos: Guidi et al. (1988) reportaram a inexistência de alterações na estabilidade dos agregados após adicionar até 300 kg de N ha⁻¹ de um composto de lama de ETAR e RSU. Pelo contrário, Pagliai et al. (1981) registaram uma ligeira melhoria na estabilidade dos agregados após dois anos de aplicação de lama de ETAR, composto de lama de ETAR e RSU, em quantidades equivalentes a 50 e 150 Mg ha⁻¹ de um estrume (não especificado). Metzger et al. (1987) e Kinbursky et al. (1989), em experiências de incubação em que foram aplicadas taxas de 5% de lama de ETAR, também registaram melhorias na estabilidade dos agregados e no conteúdo do solo em hidratos de carbono. Finalmente, Albiach et al. (1997) também haviam obtido melhorias na estabilidade de agregação e conteúdos de parâmetros relacionados com a matéria orgânica, numa experiência em que aplicaram lamas de depuração a uma taxa de 24 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, durante cinco anos. Mais tarde, Albiach et al. (2001) apresentaram um trabalho sobre os efeitos da aplicação de duas lamas de ETAR, enquanto fertilizante durante dez anos (digestão aeróbia e anaeróbia, a taxas de 400, 800 e 1200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹), sobre a estabilidade dos agregados, não tendo observado efeitos neste parâmetro.

Ainda em relação ao efeito de resíduos sobre propriedades físicas do solo, refere-se o trabalho de Ramos e Martinez-Casasnovas (2006). O objectivo deste trabalho foi analisar a influência de composto de estrume de gado sobre a capacidade de infiltração,

escorrência, perdas de solo e transporte de nutrientes pelas águas de escorrência, no solo em estudo. O ensaio foi conduzido à escala laboratorial, com simulador de precipitação. A taxa de infiltração foi determinada por diferença entre a intensidade da precipitação e as taxas de escorrência, medindo-se os sedimentos, azoto total e fósforo, em cada simulação. Adicionalmente, a influência do composto foi investigada no campo, sob as condições naturais de precipitação, analisando-se a concentração de nutrientes nas amostras de escorrência colhidas após sete eventos de precipitação que acumularam diferentes valores de precipitação e tiveram diferentes caracteres erosivos.

Os resultados do ensaio anterior revelaram que a aplicação de composto aumentou as taxas de infiltração até 26% e alargou o período de tempo até que se iniciasse a escorrência. A concentração de sedimentos na escorrência (em média, 13.4 mg L⁻¹) foi inferior do que no solo não tratado (oscilando de 16.8 to 23.4 mg L⁻¹). Contudo, concentração de nutrientes no solo, mais elevada em resultado dos tratamentos, também produziu maior mobilização de azoto (7-17 mg L⁻¹ nos solos não tratados e 20-26 mg L⁻¹ nos solos tratados) e fósforo (6-7 mg L⁻¹ nos solos não tratados 13-19 mg L⁻¹ nos solos tratados). A maior parte do fósforo mobilizado estava ligado às partículas de solo (cerca de 90%) e apenas 10% estava dissolvido. Sob condições naturais, registaram-se sempre concentrações de nutrientes mais elevadas nos solos tratados em relação aos não tratados e a quantidade total de azoto e fósforo mobilizados foi superior nos solos tratados, apesar de não haver diferenças significativas. Perante estes resultados, Ramos e Martinez-Casasnovas (2006) advertiram que, sendo estes resíduos importantes fontes de nutrientes, e podendo a sua utilização na agricultura contribuir para a redução dos custos de fertilização, a vulgarização da sua aplicação poderá conduzir ao risco ambiental de poluição das águas superficiais. Este risco será mais expressivo em solos susceptíveis ao selamento, onde as taxas de erosão são relativamente elevadas.

IV. MATERIAL E MÉTODOS

IV.1. MATERIAL

IV.1.1. ENSAIO DE ESTUFA

O ensaio de estufa contemplou dois ciclos culturais de um cereal de Outono /Inverno, os quais se diferenciaram pela avaliação, no primeiro ano, do efeito dos tratamentos sobre a produção do cereal, extracção de nutrientes pela cultura e propriedades físico-químicas dos solos, e no segundo ano, pela avaliação do efeito residual desses tratamentos sobre os mesmos parâmetros. Para o efeito, foram seleccionados dois tipos de solo, onde se realizaram cinco tratamentos de dois resíduos diferentes, com cinco repetições por tratamento, resultando assim, num estudo com 10 tratamentos diferentes para cada tipo de solo.

IV.1.1.1. SOLOS

Os solos seleccionados para o desenvolvimento do ensaio foram um Luvisol Cutânico (LUC) e um Cambissol Léptico (CAL) (ISSS-ISRIC-FAO, 1994). Estes solos, embora distintos, são representativos de solos degradados da região mediterrânica, reunindo assim as condições pretendidas com a realização deste ensaio. O solo Luvisol Cutânico apresenta um horizonte B argiloso de carácter iluvial, o que se manifesta pela presença de cútis, envolvimentos de argila que surgem como uma película sobre a superfície dos agregados e poros do solo, também designados por *clay-skins*. Trata-se de um solo de textura franco-arenosa, bem estruturado, o que faz dele um solo permeável e arejado, pelo que é passível de sujeição a sistema de regadio sem que advenham problemas de drenagem. O solo Cambissol Léptico, com um horizonte B câmbico e um horizonte A órico. É um solo de textura arenosa.

As quantidades necessárias de cada um dos solos, para a realização do ensaio, foram colhidas na camada superficial (0-25 cm) de parcelas de cada tipo de solo com o auxílio de uma pá e uma enxada. Posteriormente, foram transportados para a sala de preparação das amostras do laboratório e foram dispostas sobre folhas de papel para secarem ao ar. Após a selecção de alguns agregados para o estudo das propriedades físicas, os solos foram crivados por uma malha de 2 mm, tendo-se moído os torrões maiores com um almofariz de porcelana. A porção mais grosseira, resultante da

crivagem, foi reservada para determinação da percentagem de elementos grosseiros e a terra fina, depois de convenientemente homogeneizada, armazenou-se em baldes para posterior utilização no ensaio. Das amostras de terra fina, de cada um dos solos, foi retirada uma porção para análise química, cujos resultados se apresentam na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Principais características físico-químicas dos solos utilizados no ensaio

Propriedades	Unidades	Solo LUC	Solo CAL
pH (H ₂ O)		8.18	5.30
Condutividade eléctrica	(dS m ⁻¹)	0.51	0.10
Carbono orgânico total	(g kg ⁻¹)	13.3	5.4
Azoto total	(g kg ⁻¹)	1.49	0.71
Fósforo assimilável (P ₂ O ₅)	(mg kg ⁻¹)	30.0	11.0
Potássio assimilável (K ₂ O)	(mg kg ⁻¹)	240	98
CTC ^a	(cmol _c kg ⁻¹)	29.0	5.6
Argila	(g kg ⁻¹)	197	87
Limo	(g kg ⁻¹)	197	82
Areia	(g kg ⁻¹)	606	831
Estabilidade dos agregados	(%)	26.2	24.3

^a Capacidade de Troca Catiónica

O solo LUC caracterizou-se por uma capacidade de troca catiónica média, com uma saturação em bases superior a 50% e pH básico, manifestou elevado teor de K e valor médio de P. O seu conteúdo em carbono orgânico revelou-se baixo, como é típico nos solos agrícolas mediterrânicos. O solo CAL revelou condições de degradação mais severas, apresentando uma reacção ácida, um teor em potássio médio, reduzido conteúdo em carbono orgânico e fósforo disponível e baixa capacidade de troca catiónica.

IV.1.1.2. RESÍDUOS

Os resíduos experimentados neste ensaio foram bagaço húmido e bagaço húmido extractado, resultantes do sistema de extracção de duas fases, os quais serão referenciados como bagaço duas fases natural (BDFN) e bagaço duas fases extractado (BDFE). O primeiro procedeu da empresa Olidal, um lagar localizado no distrito de Portalegre e o segundo da empresa Parceria dos Azeites do Crato, unidade extractora, localizada também no distrito de Portalegre, Portugal. A preparação dos resíduos para o ensaio consistiu na sua secagem ao ar e posterior moenda num moinho eléctrico de pás

e crivagem com um crivo de malha 2 mm. Após a conveniente homogeneização destas amostras, foi retirada uma sub-amostra para análise química, da qual se apresentam os resultados na Tabela 4.2. A determinação da humidade efectuou-se em amostra frescas, logo à chegada dos resíduos ao laboratório.

Conforme se pode observar na Tabela 4.2, os resíduos apresentam algumas características semelhantes entre si, como sejam o elevado teor de carbono orgânico, a reacção de natureza ácida e uma considerável salinidade, manifestada pelos elevados valores da condutividade eléctrica. São ambos pobres em fósforo, mas apresentam um elevado conteúdo de potássio e um conteúdo médio de azoto. O teor de humidade do BDFN revelou-se praticamente dez vezes superior ao teor de humidade do BDFE. Por sua vez, este último, possui capacidade de troca catiónica e conteúdo em fenóis e lenhina superiores aos do BDFN. Assim, o teor de humidade do BDFN é, em média, de 48% e o seu conteúdo em carbono orgânico 535 g kg^{-1} ; contém 16.0, 2.75 e 15 g kg^{-1} de azoto, fósforo e potássio totais, respectivamente. O BDFE apresenta um teor de humidade de 5.4% e um conteúdo em carbono orgânico de 516 g kg^{-1} . Em relação ao azoto, fósforo e potássio totais contém 24.0, 1.79 e 12.5 g kg^{-1} , respectivamente.

Tabela 4.2 – Principais características dos resíduos utilizados no ensaio

Propriedades químicas	Unidades	BDFN	BDFE
Humidade	(%)	48.2	5.40
Carbono Orgânico	(g kg^{-1})	535	516
pH (1:1)		5.70	5.30
Azoto Total	(g kg^{-1})	16.0	24.0
CTC ^a	($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	27.2	34.0
Condutividade eléctrica	(dS m^{-1})	5.02	5.3
Fósforo total	(g kg^{-1})	2.75	1.79
Potássio total	(g kg^{-1})	15.0	12.5
Fenóis sol. em água	(g kg^{-1})	7.3	14.6
Lenhina	(g kg^{-1})	19.6	23.7
Hemicelulose	(g kg^{-1})	19.1	16.7
Celulose	(g kg^{-1})	22.8	21.5

^aCTC – capacidade de troca catiónica

IV.1.1.3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental consistiu num factorial simples, com as unidades experimentais dispostas de forma completamente casualizada. Os tratamentos incluíram quatro doses (5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹) de bagaço de duas fases natural (BDFN) e um controlo, quatro doses (5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹) de bagaço de duas fases extractado (BDFE) e um controlo, com cinco repetições por tratamento, resultando num total de 100 unidades experimentais. As designações alfanuméricas atribuídas a cada unidade experimental, correspondentes a cada tratamento e respectivas repetições, foram para cada solo:

A1 a A5 (controlo) – dose de aplicação 0 Mg ha⁻¹ de BDFN; B1 a B5 – dose de aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de BDFN; C1 a C5 – dose de aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de BDFN

D1 a D5 – dose de aplicação de 20 Mg ha⁻¹ de BDFN; E1 a E5 – dose de aplicação de 40 Mg ha⁻¹ de BDFN.

CAL A1	CAL B1	CAL C1	CAL D1	CAL E1	LUC A1	LUC B1	LUC C1	LUC D1	LUC E1
CAL B2	CAL C2	CAL D2	CAL E2	CAL A2	LUC B2	LUC C2	LUC D2	LUC E2	LUC A2
CAL C3	CAL D3	CAL E3	CAL A3	CAL B3	LUC C3	LUC D3	LUC E3	LUC A3	LUC B3
CAL D4	CAL E4	CAL A4	CAL B4	CAL C4	LUC D4	LUC E4	LUC A4	LUC B4	LUC C4
CAL E5	CAL A5	CAL B5	CAL C5	CAL D5	LUC E5	LUC A5	LUC B5	LUC C5	LUC D5

Figura 4.1 – Distribuição das unidades experimentais na estufa (BDFN)

F1 a F5 (controlo) – dose de aplicação 0 Mg ha⁻¹ de BDFE; G1 a G5 – dose de aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de BDFE; H1 a H5 – dose de aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de BDFE; I1 a I5 – dose de aplicação de 20 Mg ha⁻¹ de BDFE; J1 a J5 – dose de aplicação de 40 Mg ha⁻¹ de BDFE.

CAL F1	CAL G1	CAL H1	CAL I1	CAL J1	LUC F1	LUC G1	LUC H1	LUC I1	LUC J1
CAL G2	CAL H2	CAL I2	CAL J2	CAL F2	LUC G2	LUC H2	LUC I2	LUC J2	LUC F2
CAL H3	CAL I3	CAL J3	CAL F3	CAL G3	LUC H3	LUC I3	LUC J3	LUC F3	LUC G3
CAL I4	CAL J4	CAL F4	CAL G4	CAL H4	LUC I4	LUC J4	LUC F4	LUC G4	LUC H4
CAL J5	CAL F5	CAL G5	CAL H5	CAL I5	LUC J5	LUC F5	LUC G5	LUC H5	LUC I5

Figura 4.2 – Distribuição das unidades experimentais na estufa (BDFE)

IV.1.1.4. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Após a preparação dos solos e dos resíduos para o ensaio, procedeu-se à aplicação dos tratamentos, através da mistura de ambos. Para reduzir a variabilidade das repetições, os solos e respectivos tratamentos foram misturados em conjunto. Assim, as quantidades de solo, resíduos e fertilizantes químicos para cada tratamento, incluindo as cinco réplicas, foram pesadas e misturadas uniformemente, dentro de grandes recipientes de plástico. A massa de solo usada em cada unidade experimental foi de 9.5 e 8.5 kg do solo LUC e CAL, respectivamente. As doses de aplicação dos resíduos de 0, 5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ equivaleram à incorporação de 11.5, 23.0, 46.0 e 92.0 g de BDFN e BDFE, respectivamente. As misturas foram deixadas em contacto durante um mês, mexendo-se diariamente, de forma a permitir alguma estabilização dos resíduos. Passado este período, as misturas solo/resíduos foram encaminhadas para a estufa e distribuídas e compactadas uniformemente pelas respectivas unidades experimentais, vasos de plástico com 20 cm de diâmetro e capacidade de 7.8 L. Todas as unidades experimentais receberam uma fertilização base de 364 mg N kg⁻¹ (NH₄SO₄ e KNO₃), 364 mg P kg⁻¹ (KH₂PO₄) e 365 mg K kg⁻¹ (KNO₃ e KH₂PO₄), equivalente à aplicação de 158 kg ha⁻¹ de azoto, fósforo e potássio. As condições ambientais da estufa foram programadas para manter a temperatura, ao longo das 24 h, entre 12 e 28 °C, humidade relativa entre 80 e 90% e foi fornecida luz suplementar para completar 14 horas de luz por dia.

Na primeira semana de Outubro, procedeu-se à sementeira do cereal de Inverno, uma variedade de trigo mole (*Triticum aestivum L.*), Astral R-1. O trigo foi semeado manualmente, com uma densidade de 30 sementes por vaso. Cinco dias após a emergência das plantas, realizou-se uma monda manual, reduzindo a densidade a 20 plantas por vaso (Figura 4.3). Os vasos foram mantidos a uma capacidade de campo entre 75 e 80% através da rega com água destilada, três vezes por semana. Em Janeiro, efectuou-se uma fertilização azotada de cobertura, através da aplicação com um pulverizador manual de $0.364 \text{ g N vaso}^{-1}$, na forma de NH_4NO_3 , equivalendo a 130 kg ha^{-1} . Decorridos 210 dias, uma vez reunidas as condições de maturação, procedeu-se à colheita do trigo. A parte aérea das plantas foi removida com uma tesoura de poda e acondicionada em sacos de papel, os quais, devidamente identificados, foram levados para o laboratório. No laboratório as amostras foram pesadas e preparadas para análise.



Figura 4.3 Algumas imagens do ensaio de estufa

A preparação das amostras iniciou-se com a separação das espigas e da palha, pesando-se ambas as partes em separado. As amostras de palha foram postas a secar numa estufa ventilada, a $50 \text{ }^\circ\text{C}$, para determinação da humidade e posterior moenda. As espigas foram debulhadas manualmente, recolhendo-se os grãos, os quais também se pesaram antes de serem colocados na estufa para determinação da humidade. Depois de secas e pesadas, as amostras de palha e de grão foram moídas, num moinho de esferas de ágata, ficando prontas para análise. As amostras de palha e de grão foram analisadas

quanto aos seus teores de azoto, fósforo e potássio, conforme metodologia descrita no subcapítulo seguinte.

Após a colheita do trigo, o conteúdo de cada unidade experimental foi removido dos vasos e disposto em folhas de papel para secar ao ar, sendo posteriormente crivado por uma malha de 2 mm. Da terra fina recolheu-se uma sub-amostra para análise, tendo-se determinado o teor em carbono orgânico, azoto total, azoto mineral, capacidade de troca catiónica, conteúdo em fósforo e potássio disponível, pH e condutividade eléctrica. Passado este procedimento, as misturas foram recolocadas nos respectivos vasos na estufa e, durante o período de tempo que antecedeu a segunda sementeira de trigo, foram deixados à temperatura ambiente, mantendo-se um conteúdo de humidade uniforme, através da rega semanal com água destilada. Em Outubro do ano seguinte, iniciou-se o segundo ano do ensaio cujo objectivo foi avaliar o efeito residual da aplicação dos resíduos realizada no ano anterior, sobre os mesmos parâmetros analisados no primeiro ano do ensaio. Assim, à excepção da aplicação dos resíduos, BDFN e BDFE, o procedimento experimental foi integralmente repetido no segundo ano do ensaio (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Resumo do procedimento experimental do ensaio de estufa

Data	Procedimento experimental
Verão	Recolha e preparação dos solos LUC e CAL para o ensaio; preparação dos resíduos
Setembro	Mistura dos solos + resíduos + fertilizante de base. Revolvimento manual das misturas, diariamente, durante 30 dias
Outubro	Transferência das misturas para os respectivos vasos
Outubro	Sementeira do trigo
Outubro	Cinco dias após a emergência das plantas, monda para 20 plantas
Outubro a Abril	Rega dos vasos, três vezes por semana, mantendo o teor de humidade a 75-80% da capacidade de campo.
Janeiro	Fertilização azotada de cobertura
Maio	Colheita do trigo; análises químicas das amostras
Junho	Remoção das misturas dos vasos. Preparação das amostras para análise
Julho	Recolocação das misturas nos vasos
Julho a Outubro	As misturas nos vasos são regadas uniformemente
Outubro	Sementeira do trigo
Outubro a Abril	Rega dos vasos com água destilada, três vezes por semana
Janeiro	Fertilização azotada de cobertura
Maio	Colheita do trigo; análises químicas das amostras
Junho	Remoção das misturas dos vasos. Preparação das amostras para análise

PRIMEIRO ANO CULTURAL

SEGUNDO ANO CULTURAL

IV.1.2. ENSAIO DE CAMPO

O ensaio de campo decorreu num solo de olival e teve a duração de cinco anos. Os tratamentos, realizados anualmente, consistiram na aplicação de BDFN e de BDFE. Estabeleceram-se dois tratamentos para cada um dos resíduos e um controlo, com três repetições por tratamento, resultando num total de 15 unidades experimentais.

IV.1.2.1. CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL

O olival escolhido para a realização do ensaio localiza-se numa propriedade do Departamento de Olivicultura da Estação de Melhoramento de Plantas de Elvas. A cidade de Elvas situa-se na região Norte do Alentejo, em Portugal (Figura 4.4), junto da fronteira com Espanha e encontra-se a uma altitude média de 290 m acima do nível médio das águas do mar, com a localização cartográfica de 38° 53' N; 7° 9' W.

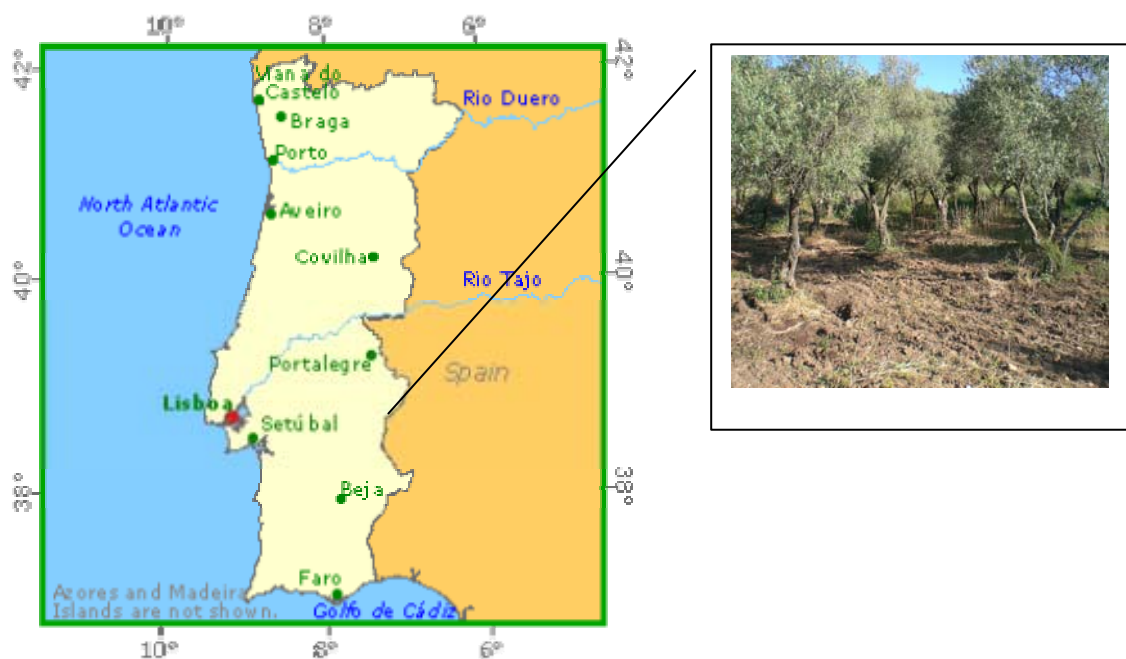


Figura 4.4 Localização do olival de ensaio

A escolha da parcela para a realização do ensaio fez-se em função da homogeneidade do solo, do declive regular do terreno, da proximidade de saída de água do canal e da variedade das oliveiras. O olival, de variedade Conserva de Elvas,

enxertada na variedade Azeiteira, havia sido plantado em 1970, num compasso triangular 5x5x 5m. Encontrava-se num estado de semi-abandono, não sofrendo qualquer intervenção cultural há cerca de 4 anos. Na parcela de 0.5 ha, seleccionada para realização do ensaio, foi instalado um sistema de rega gota-a-gota com um débito de água ajustado às necessidades da cultura.

IV.1.2.1.1. CLIMA

O clima da região é semi-árido mediterrânico (Papadakis, 1966), com uma precipitação média anual de 500 mm, que ocorre principalmente no Outono e Primavera, e uma temperatura média anual de 16.7 °C (Figura 4.5).

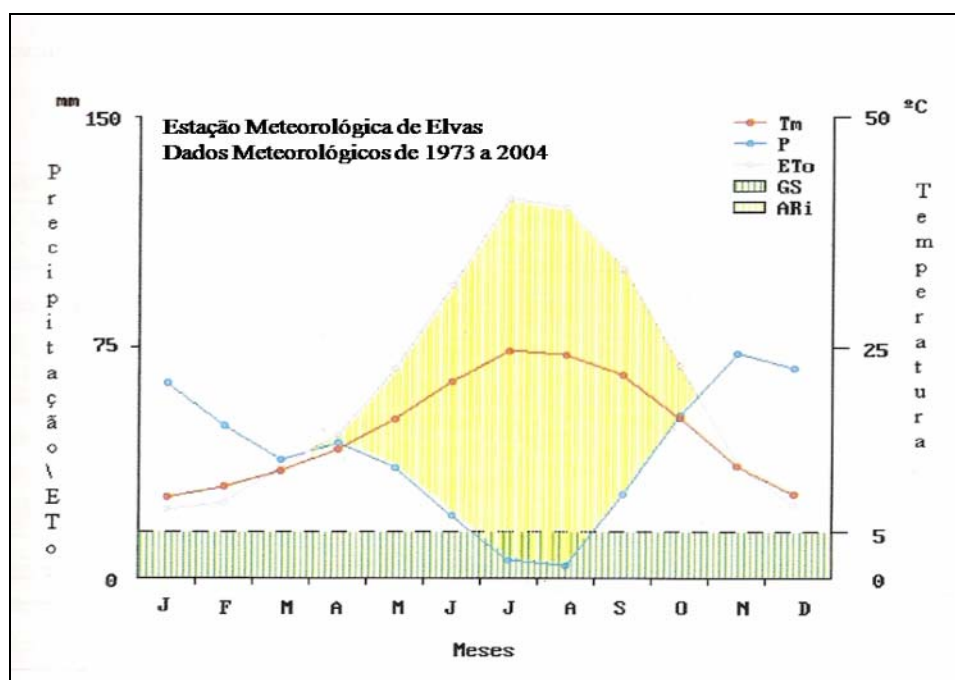


Figura 4.5 – Gráfico Termopluviométrico da região. Tm – temperatura média; P – precipitação; ETo – Evapotranspiração Potencial; GS – Período Vegetativo; ARi – índice de aridez

IV.1.2.1.2. SOLO

O ensaio foi estabelecido num solo de olival classificado como Luvisol cutânico (LUC) (ISSS-ISRIC-FAO, 1994), correspondendo a um dos solos utilizado no ensaio de estufa. As suas principais características foram apresentadas na Tabela 4.1.

IV.1.2.2. RESÍDUOS

Os resíduos utilizados no presente ensaio tiveram as mesmas procedências daqueles utilizados no ensaio de estufa. O BDFN foi obtido anualmente no lagar *Olidal*, localizado em Sousel, uma povoação próxima de Elvas e o BDFE teve a sua proveniência na unidade extractora *Parceria dos Azeites do Crato*. Embora as principais características médias dos resíduos tenham sido apresentadas na Tabela 4.2, anualmente, antes da aplicação dos tratamentos no solo, os resíduos foram analisados quanto ao seu teor de humidade e conteúdo em azoto total para o correcto estabelecimento das quantidades a aplicar, em função destas características, garantindo que a quantidade de azoto aplicada se mantivesse a mesma ao longo do ensaio.

IV.1.2.3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental utilizado foi um factorial simples, com as unidades experimentais dispostas de forma completamente aleatória. Cada unidade experimental contemplou 12 árvores (4x3), das quais apenas as duas centrais foram usadas para amostragem. A Figura 4.6 corresponde à representação esquemática de uma unidade experimental com doze árvores, assinalando-se as árvores centrais usadas para amostragem de solos e folhas.

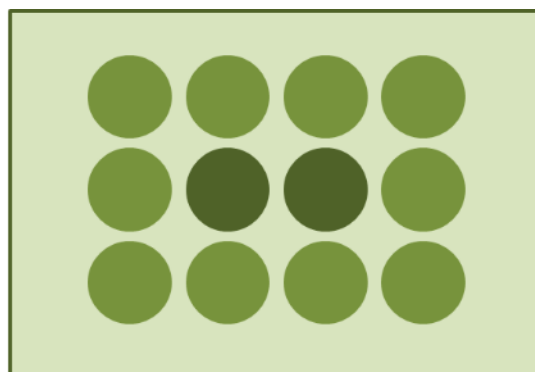


Figura 4.6 – Representação esquemática de uma unidade experimental, no olival. A cor mais escura indica os pontos de recolha das amostras.

As designações atribuídas a cada unidade experimental (Figura 4.7), correspondente a cada tratamento e respectivas repetições foram:

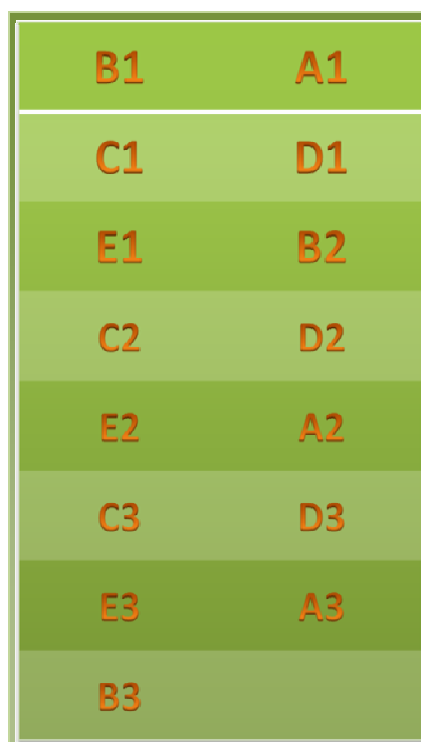


Figura 4.7 Delineamento experimental do ensaio de campo

Unidades experimentais A1 a A3 – Controlo não tratado;

Unidades experimentais B1 a B3 - equivalente a de 1.5 kg árvore⁻¹ de N (~30 Mg ha⁻¹ de BDFN): BDFN1;

Unidades experimentais C1 a C3 - equivalente 3.0 kg árvore⁻¹ de N (~60 Mg ha⁻¹ de BDFN): BDFN2

Unidades experimentais D1 a D3 – BDFE1 equivalente 1.5 kg árvore⁻¹ de N (~27 Mg ha⁻¹ de BDFE): BDFE1;

Unidades experimentais E1 a E3 – equivalente 3.0 kg árvore⁻¹ de N (~54 Mg ha⁻¹ de BDFE): BDFE2.

IV.1.2.4. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Antes do início do ensaio, em Janeiro de 1999, realizam-se amostragens do solo e das folhas de oliveira nas 15 unidades experimentais para a caracterização química do solo e do estado nutritivo das árvores. As amostras de solo foram recolhidas junto da base das duas árvores centrais de cada unidade experimental, com uma sonda cilíndrica

de inox à profundidade de 0-25 cm. Estas sub-amostras foram misturadas de forma a obter uma amostra compósita representativa de cada bloco. As amostras de folha, constituídas por cinquenta folhas por árvore, colhidas no terço médio dos ramos do ano, em torno da copa da árvore, foram colhidas também nas duas árvores centrais de cada unidade experimental e misturadas, formando uma amostra compósita de cada bloco. O esquema de amostragem de solos e folhas foi mantido ao longo dos restantes quatro anos do ensaio.

Caracterizados o solo e o estado nutritivo das árvores, deu-se início ao ensaio (Figura 4.8) através da aplicação dos resíduos correspondentes a cada tratamento.



Figura 4.8 – Algumas imagens do ensaio de campo

No primeiro ano, as quantidades de resíduos aplicadas, equivalentes às doses de azoto referidas anteriormente, corresponderam a 30 e 60 Mg ha⁻¹ de BDFN e 27 e 54 Mg ha⁻¹ de BDFE. Os resíduos foram aplicados à superfície, anualmente, em Fevereiro de cada ano (1999 a 2003), sendo posteriormente incorporados na camada superficial do solo através de uma passagem de grade de discos. Durante o ciclo vegetativo do olival, realizaram-se um conjunto de intervenções culturais, típicas na região para este tipo de cultivo, como a limpeza dos rebentos de base, tratamentos fitossanitários, instalação de um sistema de rega gota-a-gota e poda de Inverno. Durante o mês de Novembro procedeu-se à colheita da azeitona.

Dez meses depois da aplicação dos tratamentos (Dezembro de cada ano) recolheram-se amostras dos solos e de folhas, de acordo com o esquema de amostragem

referido anteriormente, para avaliar o efeito da aplicação dos resíduos sobre as propriedades do solo e sobre o estado nutritivo das oliveiras, através da análise da extracção e conteúdo de nutrientes nas folhas. Este procedimento foi mantido durante os cinco anos do ensaio. Na Tabela 4.4 representa-se um resumo do procedimento experimental do ensaio de campo.

Tabela 4.4 – Resumo do procedimento experimental do ensaio de campo

Data	Procedimento experimental
Janeiro 99	Amostragem do solo e folhas para caracterização do olival
Fevereiro 99	1ª Aplicação dos resíduos BDFN e BDFE
Maio 99	Instalação sistema de rega
Novembro 99	1ª Colheita de azeitona
Dezembro 99	1ª Amostragem de solos e folhas, após os tratamentos
Fevereiro 00	2ª Aplicação dos resíduos
Novembro 00	2ª Colheita de azeitona
Dezembro 00	2ª Amostragem de solos e folhas, após os tratamentos
Fevereiro 01	3ª Aplicação dos resíduos
Novembro 01	3ª Colheita de azeitona
Dezembro 01	3ª Amostragem de solos e folhas, após os tratamentos
Fevereiro 02	4ª Aplicação dos resíduos
Novembro 02	4ª Colheita de azeitona
Dezembro 02	4ª Amostragem de solos e folhas, após os tratamentos
Fevereiro 03	5ª Aplicação dos resíduos
Novembro 03	5ª Colheita de azeitona
Dezembro 03	5ª Amostragem de solos e folhas, após os tratamentos

As amostras de solos e de folhas, devidamente identificadas, foram levadas para o laboratório, onde se realizaram as análises químicas, conforme metodologia descrita no ponto seguinte deste capítulo. Os parâmetros físico-químicos analisados no solo são os que se apresentam na Tabela 4.5. Nesta tabela é também possível perceber a periodicidade de determinação dos diferentes parâmetros, ao longo dos cinco anos do ensaio. As amostras foliares foram analisadas, anualmente, quanto aos seus conteúdos de azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, ferro, cobre, zinco e manganês totais, conforme metodologia apresentada no ponto seguinte deste capítulo.

Tabela 4.5 – Parâmetros físico-químicos dos solos analisados durante o ensaio

Parâmetro	1999	2000	2001	2002	2003
CO	X	X	X	X	X
NT	X	X	X	X	X
NNO ₃ ⁻	X		X		X
COS	X	X	X	X	X
AH	X		X		X
AF	X		X		X
IH	X		X		X
pH	X	X	X	X	X
CE	X	X	X	X	X
P*	X	X	X	X	X
K*	X	X	X	X	X
CTC	X	X	X	X	X
EA	X		X		X
Ca, Mg, Na**	X	X	X	X	X
Fe, Cu, Zn, Mn*	X	X	X	X	X

CO – carbono orgânico; NT – azoto total; NNO₃⁻ - azoto nítrico; COS – carbono orgânico solúvel em água; AH – ácidos húmicos; AF – ácidos fúlvicos, IH – índice de humificação, CE – condutividade eléctrica; CTC – capacidade troca catiónica; EA – estabilidade dos agregados. * Assimiláveis; ** Bases de troca

IV.2. MÉTODOS

A metodologia usada nas análises dos solos, das plantas e dos resíduos foi a mesma para os ensaios de estufa e de campo. A selecção da metodologia a utilizar foi feita com base na sua adaptabilidade às condições de estudo, nomeadamente o tipo de solo, e atendendo à sua universalidade, de forma a garantir o seu reconhecimento internacional.

IV.2.1. ANÁLISES SOLOS

IV.2.1.1. COLHEITA E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

A colheita e preparação das amostras foram realizadas conforme descrito no ponto 4.1.2.4 deste capítulo.

IV.2.1.2. DETERMINAÇÕES

pH em água

O pH foi medido por potenciometria, a 25 °C, na suspensão de uma mistura de solo e água, na proporção de 1:5 (p/v) após 1 h de contacto, utilizando-se para o efeito um potenciómetro com eléctrodo de vidro e eléctrodo de compensação de temperatura.

Condutividade eléctrica

A determinação da condutividade eléctrica fez-se no extracto aquoso obtido por centrifugação da amostra de solo saturada com água destilada, segundo o método de pasta saturada (United State Salinity Laboratory Staff, 1954), através de um condutivímetro com eléctrodo aberto e eléctrodo de compensação de temperatura.

Carbono orgânico total

O carbono orgânico determinou-se indirectamente através da titulação, com uma solução de sulfato ferroso, do excesso de dicromato de potássio 1N adicionado à amostra do solo para oxidação dos compostos de carbono orgânico, em meio ácido, segundo o método referido por Nelson e Sommers (1996).

Carbono orgânico solúvel em água

O carbono orgânico solúvel em água foi extraído com água destilada numa razão 3:1 (água:solo) e doseado por oxidação húmida com dicromato de potássio. A posterior quantificação realizou-se num espectrofotómetro de absorção molecular, a 590 nm (Sims e Haby, 1971).

Azoto total

A determinação do azoto total realizou-se de acordo com o método de Kjeldahl, com mineralização do azoto orgânico, a quente, em meio fortemente ácido, num bloco digestor. A destilação do mineralizado permitiu quantificar o azoto amoniacal libertado, através da titulação com ácido clorídrico 0,05 N (Bremner e Mulvaney, 1982).

Azoto nítrico

O azoto mineral foi extraído através da agitação da amostra de solo com uma solução salina neutra de KCl 2M, em recipiente fechado (Keeney e Nelson 1982). Uma alíquota do filtrado foi destilada após adição de óxido de magnésio, doseando-se o azoto amoniacal, e uma outra foi também destilada, após redução com óxido de magnésio e liga de Devarda, quantificando-se o azoto amoniacal e nítrico segundo o método Kjeldahl. O azoto nítrico foi quantificado por diferença dos dois valores obtidos anteriormente.

Fósforo assimilável

O fósforo extraível foi extraído segundo o método de Olsen et al. (1954) baseado na extracção com uma solução de NaHCO_3 0.5 M, a pH 8.5. O posterior doseamento colorimétrico fez-se por análise do complexo fosfomolibdico a 882 nm, após complexação com uma solução de ácido ascórbico-molibdato de amónio (Murphy & Riley, 1962), utilizando um espectrofotómetro de absorção molecular.

Potássio assimilável

Extracção com uma solução de NH_4OAc 1 M, a pH 7 e posteriormente doseado por absorção atómica utilizando um espectrofotómetro Perkin-Elmer A Analyst 3100.

Bases de Troca Catiónica (cálcio, magnésio, sódio e potássio)

As bases de troca foram extraídas com uma solução de cloreto de bário-trietanolamina por troca com o ião BA^{2+} , eliminando-se a interferência deste último com a determinação dos catiões básicos através da sua precipitação, a pH 4-5, na forma de sulfato de bário (Mehlich, 1942). O valor da acidez de troca (AT) no extracto foi determinado por titulometria com uma solução de ácido clorídrico 0,04N e os iões de troca (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) foram doseados por espectrofotometria de absorção atómica, utilizando o espectrofotómetro Perkin-Elmer A Analyst 3100 (o teor de potássio de troca apenas foi doseado para posterior cálculo da CTC).

Capacidade de Troca Catiónica

A capacidade de troca catiónica foi calculada pela soma da AT e o somatório das bases referidas no ponto anterior.

Micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn)

A extracção dos micronutrientes realizou-se com a solução de DTPA, segundo metodologia desenvolvida por Lindsay e Norvel (1978) e o posterior doseamento, dos mesmos, por absorção atómica utilizando o espectrofotómetro Perkin-Elmer A Analyst 3100.

Estabilidade dos agregados

A estabilidade dos agregados foi determinada de acordo com o método de Sun et al. (1995), usando um crivo de malha de 0,250 mm e um agitador a uma frequência de 35 ciclos min^{-1} .

Ácidos húmicos e fúlvicos

Os ácidos húmicos e fúlvicos foram extraídos com uma solução $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, 0.1M e precipitação dos ácidos húmicos através da acidificação do sobrenadante com H_2SO_4 . Após oxidação com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1N, as diferentes fracções foram doseadas por espectrofotometria a 590 nm (Sims e Haby, 1971).

Índice de humificação

O índice de humificação foi calculado através da percentagem da razão entre o teor de carbono dos ácidos húmicos e do carbono total do solo $(CAH/COT) \times 100$.

IV.2.2. ANÁLISES PLANTAS

IV.2.2.1. TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras das folhas de oliveira foram lavadas com água destilada, passadas por uma solução de HCl 1% e, uma vez mais, lavadas com água destilada. Posteriormente foram secas numa estufa ventilada a 50 °C, durante 72 horas, à semelhança das amostras de trigo (palha e grão). Depois de secas, as amostras foram moídas num moinho de esferas, obtendo-se uma granulometria <1mm.

IV.2.2.2. DETERMINAÇÕES

Mineralização das amostras

A oxidação das amostras realizou-se por via húmida, usando uma solução de $H_2SO_4-H_2O_2$, segundo a metodologia descrita por Lowther (1980). A partir do mineralizado resultante, quantificaram-se os teores dos nutrientes que se referem de seguida:

Azoto

A determinação do azoto foliar realizou-se através da destilação de uma alíquota do mineralizado referido anteriormente, quantificando-se o azoto amoniacal libertado, através da titulação com ácido clorídrico 0.1N (Bremner e Mulvaney, 1982).

Fósforo

O doseamento do fósforo foliar realizou-se por colorimetria após complexação com uma solução de ácido ascórbico-molibdato de amónio (Murphy & Riley, 1962), utilizando um espectrofotómetro de absorção molecular.

Potássio

O teor de potássio foliar foi doseado a partir do mineralizado referido inicialmente, por absorção atômica utilizando o espectrofotômetro Perkin-Elmer A Analyst 3100.

Cálcio e Magnésio

Os teores de Ca e Mg foram doseados a partir de uma diluição do mineralizado com 10% de cloreto de lantânio, através de absorção atômica utilizando o espectrofotômetro Perkin-Elmer A Analyst 3100.

Sódio, Ferro, Cobre, Zinco e Manganês

Estes elementos foram doseados directamente a partir do mineralizado, através de absorção atômica utilizando o espectrofotômetro Perkin-Elmer A Analyst 3100.

IV.2.3. ANÁLISES RESÍDUOS

IV.2.3.1. TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

As amostras foram secas numa estufa ventilada a 60 °C, durante 72 horas. Depois de secas, as amostras foram moídas num moinho de esferas, obtendo-se uma granulometria <1mm.

IV.2.3.2. DETERMINAÇÕES

Teor de humidade

O teor de humidade dos resíduos foi calculado por diferença de massa das amostras após secagem numa estufa ventilada, a 105 °C, até peso constante.

Mineralização das amostras

As mostras foram mineralizadas por via seca, numa mufla, a 600 °C, durante 4 h. As cinzas resultantes foram posteriormente solubilizadas através da fervura com uma solução de ácido clorídrico a 50%, sobre uma placa de aquecimento.

Azoto

A determinação do azoto total realizou-se de acordo com o método de Kjeldahl, com mineralização do azoto orgânico, a quente, em meio fortemente ácido, num bloco digestor. A destilação do mineralizado permitiu quantificar o azoto amoniacal libertado, através da titulação com ácido clorídrico 0.05 N (Bremner e Mulvaney, 1982).

Fósforo e Potássio

O fósforo total foi determinado por colorimetria, após fusão com $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_7$ (Hossner, 1996). O potássio foi determinado directamente a partir do mineralizado resultante, através do espectrofotómetro de absorção atómica Perkin-Elmer A Analyst 3100.

Substâncias fenólicas solúveis em água

As substâncias fenólicas solúveis em água determinaram-se pelo método colorimétrico Folin Ciocalteau (Box, 1983).

Celulose, hemicelulose e lenhina

A celulose, hemicelulose e lenhina foram determinadas pelo método do detergente ácido e neutro (Goering e Van Soest, 1970).

IV.2.4. TRATAMENTO DOS DADOS

As análises estatísticas foram executadas usando a versão 17 do programa SPSS para o Windows (SPSS, Chicago, IL). A análise estatística consistiu na realização de uma ANOVA, seguida de comparação múltipla de médias pelo teste de Duncan, para um nível de significância $p < 0.05$. Realizaram-se igualmente análises de regressão (linear e múltipla) para alguns dos parâmetros e análises de correlação entre os parâmetros estudados (com o cálculo do coeficiente de Pearson).

V. RESULTADOS E DISCUSSÃO

V.1. ENSAIO DE ESTUFA

V.1.1. EFEITOS DA APLICAÇÃO DO BAGAÇO DE DUAS FASES NATURAL (BDFN) SOBRE PROPRIEDADES DOS SOLOS

V.1.1.1. CARBONO ORGÂNICO

Os resultados obtidos no presente ensaio revelaram que a aplicação de BDFN aumentou significativamente o teor de COT dos solos, em relação ao solo controlo (Tabela 5.1.1). Estes resultados eram esperados, atendendo ao elevado conteúdo em matéria orgânica do resíduo aplicado e são consistentes com outros obtidos em trabalhos publicados anteriormente, indicando que a aplicação directa no solo de resíduos de lagar de azeite aumenta o seu teor de COT. Monpezat e Denis (1999), Mechri et al. (2007) e Di Serio et al. (2008) realizaram ensaios de aplicação directa de águas ruças no solo, tendo obtido aumentos significativos no teor de COT dos solos tratados, relativamente aos solos controlo. Por sua vez, Ordoñez et al. (1999) e Kavdir e Killi (2008) apresentaram resultados sobre o efeito que a aplicação directa de bagaço procedente do sistema de extracção de duas fases exerceu sobre o teor de COT dos solos tratados com estes resíduos; Kohler et al. (2008) utilizaram composto de bagaço de duas fases como fertilizante orgânico e também avaliaram o efeito das aplicações sobre o teor de COT do solo. Todos estes autores reportaram aumentos significativos no teor de COT dos solos tratados, em relação aos respectivos controlos.

O aumento do teor de COT dos solos tratados com estes resíduos revela grande interesse da sua aplicação, principalmente nos solos sob as condições semi-áridas da região mediterrânica, onde os níveis de COT nos solos agrícolas são predominantemente baixos a muito baixos. A incorporação de matéria orgânica nestes solos tem benefícios universalmente reconhecidos, como o desenvolvimento da sua estrutura e fertilidade e a consequente prevenção sobre os processos de erosão a que podem estar expostos.

Tabela 5.1.1 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre os teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}), azoto total (g kg^{-1}), azoto nítrico (mg kg^{-1}), e capacidade de troca catiónica ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) dos solos

Parâmetros	Quantidade de BDFN (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
COT	11.0a	11.0a	11.1a	11.4b	11.9b	11.6ab	11.1a	11.4a	12.2b	13.4c
NT	1.45a	1.59b	1.50a	1.50a	1.70b	0.860a	0.841a	0.843a	0.872a	1.10b
NNO_3^-	6.74a	8.85b	10.30c	10.72c	11.90c	5.45a	7.44b	8.83c	7.60b	11.52d
CTC	18.5a	19.0a	18.7a	18.1a	19.1a	16.8a	18.2b	20.0c	19.3c	20.0c
Solo CAL										
COT	5.58a	5.93a	8.62b	8.64b	8.79b	6.81a	7.80b	7.82b	8.41bc	9.10c
NT	0.830a	0.741b	0.913a	1.16c	1.87d	0.541a	0.550a	0.672b	0.703b	0.852c
NNO_3^-	7.25a	8.95b	8.52b	8.90b	9.57c	7.08a	7.92b	7.16ab	7.70ab	7.87b
CTC	5.12a	7.76b	8.60c	8.62c	9.22c	6.56a	6.87ab	7.24b	7.19b	7.20b

COT – carbono orgânico total; NT – azoto total; NNO_3^- - azoto nítrico; CTC – capacidade de troca catiónica. Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha e em cada ano, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

A concentração de carbono orgânico na camada superficial dos solos normalmente aumenta com o aumento de incorporação de resíduos orgânicos, apesar da relação empírica específica depender, entre outros factores, dos regimes de temperatura e humidade, da disponibilidade de nutrientes e da textura do solo (Lal, 2004). De facto, o efeito que as aplicações de BDFN exerceram sobre o teor de CO não foi o mesmo para as diferentes doses, tão-pouco entre os dois solos. De uma forma geral, o teor de COT dos solos aumentou com as doses crescentes do BDFN, embora apenas os tratamentos com as doses mais elevadas tenham produzido aumentos significativos no teor de COT dos solos. Desta forma, verificou-se que no solo LUC ocorreram aumentos significativos no conteúdo de COT nos tratamentos correspondentes às duas doses mais elevadas dos resíduos (20 e 40 Mg ha^{-1}), em relação ao solo controlo, indicando que as doses mais baixas (5 e 10 Mg ha^{-1}) não foram suficientes para modificar significativamente o teor de COT do solo. Resultados semelhantes foram obtidos por

outros investigadores que experimentaram doses crescentes de aplicação de resíduos oleícolas (Sierra et al., 2007; Altieri e Esposito, 2008).

No solo CAL, observaram-se aumentos significativos no teor de COT dos solos tratados com as doses de 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹. Este resultado indica que o efeito das aplicações de BDFN foi mais efectivo neste solo, atendendo à resposta significativa do tratamento correspondente a 10 Mg ha⁻¹. A observação da Figura 5.1.1 permite visualizar o efeito notório que a aplicação dos resíduos exerceu sobre o teor de COT do solo CAL, em relação ao solo LUC.

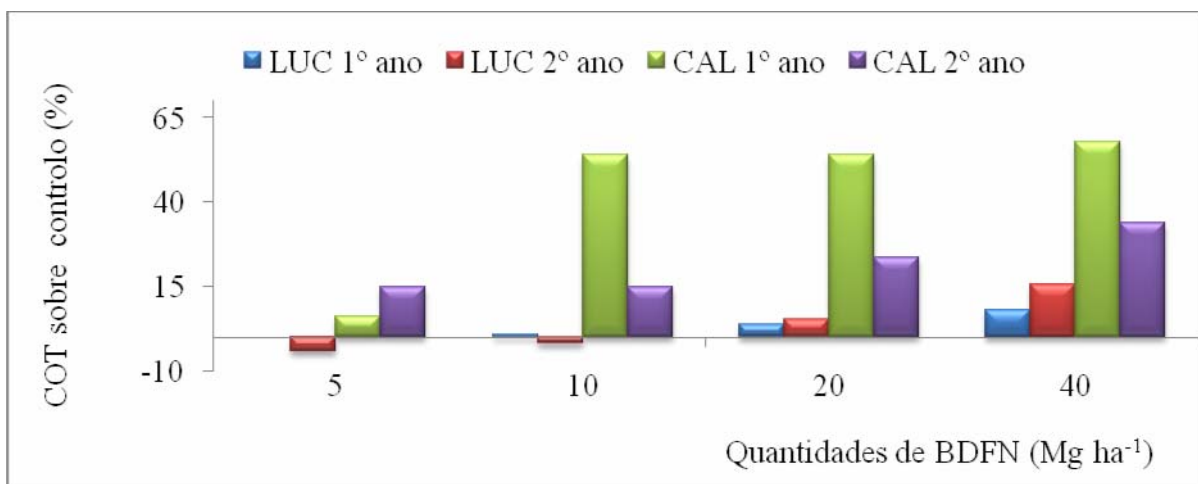


Figura 5.1.1 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de carbono orgânico total (COT) dos solos durante os dois anos de ensaio.

Os aumentos de COT dos solos produzidos para cada uma das doses, também foram superiores no solo CAL. Comparando os tratamentos correspondentes à dose de BDFN mais elevada (40 Mg ha⁻¹), o teor de COT dos solos CAL e LUC, sofreu um aumento de 57.7% e 8.2%, respectivamente, o que representa uma diferença notável entre os dois solos. Este efeito manteve-se no segundo ano do ensaio, representando um efeito residual significativo da aplicação de BDFN sobre o teor de COT dos solos. Comparando os tratamentos correspondentes à dose mais alta de BDFN (40 Mg ha⁻¹), os aumentos no teor de COT correspondentes ao efeito residual da aplicação do BDFN, foram de 33.8% e 15.5%, nos solos CAL e LUC, respectivamente. Note-se ainda que, para as doses de BDFN mais elevadas, os solos revelaram comportamentos diferentes, relativamente ao primeiro e segundo anos do ensaio. Enquanto no solo CAL, o efeito de

aplicação do resíduo foi mais acentuado do que o efeito residual, no solo LUC o aumento do teor de CO foi superior no segundo ano do ensaio, correspondente ao efeito residual de aplicação do resíduo, do que o aumento do primeiro ano, correspondente ao efeito da aplicação do BDFN.

Os diferentes efeitos produzidos pelas aplicações de BDFN, sobre o teor de COT dos dois solos, evidenciam as distintas condições dos mesmos para a mineralização da matéria orgânica incorporada pelo resíduo. Efectivamente, se a quantidade de carbono orgânico no solo resulta do balanço entre os seus ganhos e perdas e, no caso do presente trabalho os ganhos de COT foram equivalentes, foram as perdas de COT que diferiram entre os solos, após os tratamentos com o BDFN. Perante os resultados obtidos, estas perdas foram inferiores no solo CAL, em relação ao solo LUC, revelando este último, uma mineralização mais extensa do resíduo incorporado.

Os níveis iniciais de COT desses solos eram de 13.3 e 5.40 g kg⁻¹ (Tabela 4.1), solo LUC e solo CAL, respectivamente. Como já foi demonstrado, o conteúdo de matéria orgânica de um solo depende de muitos factores, entre os quais a sua textura. O solo LUC apresenta uma textura mais, a qual é mais favorável para a acumulação de matéria orgânica nos solos. Por um lado, as fracções mais finas do solo aumentam a sua capacidade de retenção de água e de nutrientes, promovendo as taxas de deposição de resíduos orgânicos e respectivos conteúdos em matéria orgânica (Hevia et al., 2003). Estas fracções favorecem, ainda, a protecção física dos substratos biodegradáveis e dos microrganismos responsáveis pelos processos de estabilização/destabilização da matéria orgânica, através da sua capacidade de adsorção (Sollins, 1996). Pelo contrário, os solos de textura mais grosseira, atendendo às suas condições de drenagem e arejamento, reúnem condições mais favoráveis à mineralização da matéria orgânica, com consequentes perdas de COT. Assim, o solo CAL não só apresenta condições menos favoráveis para a promoção de ganhos de matéria orgânica, como reúne os requisitos para o rápido declínio da mesma. Estes aspectos justificam as diferenças iniciais do teor de COT destes solos.

Contudo, os resultados obtidos relativamente ao teor de COT do solo CAL, após a incorporação do BDFN, não revelaram este comportamento, tendo-se observado uma mineralização inferior à do solo LUC. Como se disse, os processos de estabilização da

matéria orgânica são influenciados por outros factores, como a humidade e temperatura e por factores bióticos, como a abundância de microrganismos (Sollins et al., 1996). Atendendo a que as condições ambientais a que os solos estiveram expostos, durante o ensaio foram as mesmas, a mineralização menos extensa do BDFN no solo CAL indicia que a comunidade microbiana deste solo encontrou mais dificuldades no processo de degradação do resíduo. Na realidade, aquando a aplicação dos resíduos, o solo CAL apresentava condições pouco favoráveis para o desenvolvimento da comunidade microbiana, dado o seu baixo conteúdo em nutrientes e a sua reacção ácida.

Este aspecto foi reportado por outros investigadores, durante ensaios semelhantes, como foi o caso de Saviozzi et al. (2001). Estes investigadores incubaram 10 solos diferentes com BDFN, numa quantidade equivalente a 40 Mg ha^{-1} , e monitorizam a evolução cumulativa de dióxido de carbono libertado por estas amostras, em relação ao controlo, para avaliarem a mineralização do C incorporado pelo resíduo. Nos primeiros 2-4, dos 60 dias do período de incubação, a libertação de dióxido de carbono revelou-se negativa em três dos solos (devido a uma mineralização de C inferior à do controlo), seguindo-se um brusco aumento nas taxas de mineralização. Segundo os autores, este facto indicou uma curta e transitória inibição da actividade microbiana, nesses solos, no início dos processos de mineralização, a qual poderia ser explicada pela dificuldade de adaptação da comunidade microbiana do solo ao resíduo ácido.

Voltando à Tabela 5.1.1, verifica-se que, no segundo ano do ensaio, os aumentos no teor de COT do solo CAL foram inferiores àqueles registados no primeiro ano. Este facto revela que terá ocorrido um aumento da taxa de mineralização da matéria orgânica incorporada pelo BDFN no ano anterior. Consequentemente, indicia que terá ocorrido um desenvolvimento mais favorável da comunidade microbiana, promovido quer pela disponibilidade de nutrientes, quer pelo aumento da reacção do solo, resultantes dos tratamentos realizados no primeiro ano.

Já foi demonstrado que o aumento da matéria orgânica do solo estimula a actividade microbiológica do mesmo (Garcia-Gil, 2000; Bastida et al., 2007). Este estímulo pode ser favorável à manutenção do teor de CO do solo, promovendo a degradação das suas substâncias mais recalcitrantes. Mas se a natureza do resíduo aplicado for menos recalcitrante, a comunidade microbiológica estimulada pode

conduzir ao rápido declínio do teor de CO do solo, como demonstrado por Sierra et al. (2007). Os resultados obtidos por estes investigadores, após uma única aplicação de doses crescentes de águas ruças (30, 180, 360 m³ ha⁻¹) num solo, revelaram a temporalidade do aumento do teor de COT desse solo. Os autores aplicaram o resíduo num ensaio de campo e, paralelamente, estabeleceram um ensaio de laboratório equivalente para avaliar a actividade biológica. Os tratamentos com as duas doses mais elevadas produziram aumentos significativos no teor de COT do solo tratado, relativamente ao controlo, mas apenas no período inicial do ensaio. O ensaio laboratorial permitiu observar o aumento da actividade microbiológica, incrementado pela adição dos resíduos, a qual terá promovido a mineralização da matéria orgânica lábil disponibilizada pelo resíduo. No final deste ensaio, os autores não observaram diferenças significativas entre os teores de matéria orgânica dos solos tratados e o controlo. Mas nem todas as investigações têm conduzido a resultados semelhantes. Monpezat e Denis (1999) observaram que, cinco anos após a aplicação de águas ruças no solo, o teor de matéria orgânica se mantinha superior no solo tratado em relação ao solo controlo (2.25% e 1.80%, respectivamente). Esta diferença levou os autores a concluir que o enriquecimento dos solos em matéria orgânica, após a aplicação de resíduos, pode ser considerado durável.

Os resultados do presente ensaio também não se assemelham com os resultados do ensaio de Sierra et al. (2007). Além do solo CAL, também o solo LUC revelou aumentos no teor de COT no segundo ano do ensaio. Estes aumentos foram significativos para as duas doses de aplicação de BDFN mais elevadas, tendo a dose de 40 Mg ha⁻¹ produzido um aumento significativamente superior à dose 20 Mg ha⁻¹ (Tabela 5.1.1). Mas, ao contrário do solo CAL, estes aumentos foram superiores àqueles observados no primeiro ano do ensaio, confirmando as condições, iniciais, mais favoráveis do solo LUC para o desenvolvimento da comunidade microbiana, a qual foi capaz de mineralizar de uma forma mais intensa os resíduos aplicados. Por outro lado, o aumento do teor de COT do solo LUC, superior no segundo ano do ensaio, revela que a incorporação de matéria orgânica através da aplicação de resíduos orgânicos pode funcionar como mecanismo impulsionador dos níveis futuros de COT do solo. A promoção do desenvolvimento da biomassa vegetal, quer superficial, quer radicular, possibilita um maior retorno de matéria orgânica ao solo e melhora as propriedades

físicas do solo, o que contribui indirectamente para a reserva de matéria orgânica. Ojeda et al. (2008) fazem referência a este mecanismo após observarem a persistência de carbono orgânico no solo, dois anos depois do seu tratamento com lamas de depuração.

O facto de se terem verificado aumentos no teor de COT dos solos no segundo ano do ensaio, e considerando resultados como aqueles apresentados Sierra et al. (2007), permite reconhecer uma lenta degradação do BDFN, evidenciando a sua natureza recalcitrante, já demonstrada por outros investigadores. Albuquerque et al. (2006), por exemplo, demonstraram a elevada resistência à degradação do composto de BDFN, em relação aos compostos de lamas de depuração e RSU, num ensaio de campo. Após o cultivo, o conteúdo de matéria orgânica dos solos tratados com os dois últimos compostos havia reduzido significativamente, ao contrário do solo tratado com o composto de BDFN. Neste último solo, o teor de matéria orgânica manteve-se praticamente inalterado durante o mesmo período. O elevado conteúdo em substâncias lenhino-celulósicas do BDFN poderá ser responsável pela lenta taxa de degradação destes materiais no solo (Mondini et al., 2007).

Com base nesta característica, alguns autores como Sánches-Monedero et al. (2008) têm apontado a potencialidade da incorporação deste resíduo no solo para o armazenamento de carbono no solo. Neste âmbito, estes investigadores realizaram um ensaio em que determinaram o balanço do C durante o ciclo de compostagem de duas misturas de BDFN com materiais estruturantes, em diferentes proporções. As perdas de C foram calculadas durante o processo de compostagem destas misturas e após aplicação das mesmas no solo, através de um ensaio de incubação. Avaliaram também o efeito do nível de estabilização do composto sobre a eficiência de conservação global do C do resíduo.

Sánches-Monedero et al. (2008) verificaram que, no final do processo de compostagem, cerca de 40% da quantidade inicial de C havia sido degradada, enquanto a quantidade de C libertada na forma de dióxido de carbono, após 8 meses de incubação, variou entre 20 e 40% da quantidade inicial, dependendo do nível de estabilização da matéria orgânica adicionada. Estas quantidades são inferiores àquelas tipicamente medidas durante a compostagem de uma vasta gama de resíduos orgânicos. As reduzidas taxas de degradação deste resíduo, durante o processo de compostagem e

após a aplicação no solo, confirmaram a suspeita dos investigadores sobre as propriedades favoráveis do BDFN, do ponto de vista do armazenamento de C nos solos. Contudo, segundo os autores, considerando as perdas globais dos ensaios de compostagem e de incubação do BDFN, o nível de estabilização dos compostos não afectou a eficiência de conservação de C, ao contrário da vasta gama de resíduos orgânicos referida. Este aspecto levou os autores a concluir que a aplicação de composto maduro não maximiza necessariamente o armazenamento de C, facto que possibilitará uma diminuição de custos na produção de composto de bagaço húmido.

Este facto já havia sido demonstrado através do ensaio experimental realizado por Mondini et al. (2007) para avaliar o efeito do grau de transformação de compostos de BDFN na capacidade de armazenamento de C no solo. Os resultados deste ensaio revelaram que a mineralização do C aplicado no solo se correlacionou inversamente com o grau de estabilização das misturas de composto. Apesar de os solos tratados com a mistura na fase inicial de compostagem (1 semana) terem libertado 2 a 7.3 vezes mais C, na forma de CO₂, do que os solos tratados com o composto mais estabilizado, a eficiência de conservação do C, calculada pelas perdas combinadas durante a compostagem e após a aplicação nos solos, foi superior nos materiais orgânicos menos transformados. Estes dados sugeriram que, para otimizar a eficiência do armazenamento de C no solo, seria aconselhável usar misturas de composto submetidas a um curto período de compostagem.

A potencial utilização do BDFN para sequestro do CO atmosférico, através da sua incorporação nos solos, pode ter importantes implicações do ponto de vista ambiental, questão mundialmente reforçada com a assinatura do Protocolo de Quioto. As nações que ratificaram este protocolo têm objectivos ambiciosos a alcançar, sendo a diminuição das emissões de Gases com efeito de Estufa (GEE) uma das estratégias a seguir. A Europa, por exemplo, ao assinar este Protocolo, assumiu o compromisso de reduzir as suas emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE) em 8% relativamente a 1990, durante o período de 2008 e 2012 (United Nations, 1998). Neste sentido, todas as acções que visem contribuir para a redução das emissões gasosas merecem uma investigação e aplicação rigorosas. Apesar da corrente discussão sobre a validade da estratégia de uso dos solos como reserva de longo prazo do CO, devido à natureza

temporária e reversível do C imobilizado, muitos investigadores consideram que deveria ser considerada como um benefício adicional ao uso sustentável de recursos naturais, como o solo e a matéria orgânica (Sánchez-Monedero et al., 2008).

V.1.1.2. AZOTO TOTAL

Da caracterização que realizamos dos solos, verificou-se que o solo LUC exibiu um teor de azoto total (NT) mais do que duas vezes superior ao teor de NT do solo CAL, à semelhança dos conteúdos em COT, o que seria de esperar, dado que mais do que 90% do azoto total está, geralmente, na forma orgânica (Santos, 1996). A incorporação das diferentes doses BDFN nos solos promoveu o aumento do seu teor em NT, assim como um efeito residual significativo, avaliado pelos valores obtidos no final do segundo ano do ensaio, conforme os resultados apresentados anteriormente na Tabela 5.1.1.

Com base nos resultados obtidos, observa-se um comportamento semelhante entre o efeito do BDFN sobre o conteúdo de NT e o conteúdo do COT, em ambos os solos. Resultados semelhantes foram obtidos por outros investigadores, após a aplicação de resíduos de lagares como águas ruças (Sierra et al., 2007), composto de águas ruças (Madejón et al., 2003) e bagaço de duas fases (Kavdir e Killi, 2008).

No solo LUC, a aplicação de BDFN conduziu a um aumento significativo do conteúdo de NT no tratamento correspondente à dose mais elevada do resíduo (40 Mg ha⁻¹), em relação ao controlo. Apesar de o teor de COT ter aumentado significativamente também com a aplicação da dose equivalente a 20 Mg ha⁻¹, o conteúdo em NT, embora sendo superior ao controlo, não aumentou significativamente com esta dose de aplicação. No solo CAL verificaram-se aumentos significativos de NT para os tratamentos com as doses de 20 e 40 Mg ha⁻¹, revelando um efeito da aplicação do BDFN mais efectivo sobre o teor de NT deste solo, à semelhança do que observou para o teor de COT. Tal como se observou com o efeito sobre o teor do COT dos solos, também os aumentos do teor de NT foram inferiores no solo LUC, em relação ao solo CAL, o que evidencia a superior actividade microbológica do primeiro. Esta promoveu uma maior degradação dos compostos orgânicos, ocasionando maiores perdas de N. Os aumentos absolutos no teor de NT foram de 0.25 e 1.04 g kg⁻¹, para as doses de aplicação

mais elevada do resíduo, nos solos LUC e CAL, correspondendo a aumentos relativos de a 17.2 e 125.3%, respectivamente.

No segundo ano do ensaio, o tratamento com a dose mais elevada conduziu a um aumento significativo do teor de NT do solo LUC e todos os tratamentos, excepto o de 5 Mg ha⁻¹, conduziram a aumentos no teor de NT do solo CAL. Resultados semelhantes foram obtidos por Madejón et al. (2001), após a incorporação de um composto orgânico resultante da mistura de bagaço de azeitona e bagaço da indústria de açúcar, durante dois anos consecutivos. Os autores reportam aumentos significativos do NT do solo tratado com este composto, no terceiro ano, em que foram avaliados os efeitos residuais da incorporação destes resíduos. Ainda no segundo ano do ensaio, os solos LUC e CAL sofreram aumento absolutos no teor de NT, para a dose de tratamento mais elevada, de 0.24 e 0.31 g kg⁻¹, respectivamente (Figura 5.1.2). As diferenças entre os aumentos do teor de NT não foram tão acentuadas entre os dois solos, dado que o aumento no solo CAL foi substancialmente inferior ao do primeiro ano, o que vem ao encontro da ideia avançada anteriormente sobre um aumento da actividade microbiológica, neste solo, no segundo ano do ensaio. A comunidade microbiana, estimulada pela incorporação dos resíduos, terá promovido a degradação das fracções mais lábeis do resíduo, proporcionando perdas de azoto mineral, como demonstrado no trabalho de Sierra et al. (2007). Estes autores reportaram um incremento significativo no teor de N Kjeldahl dos solos tratados com as doses mais elevadas de águas ruças, no período inicial do ensaio. Mas, com o tempo, observaram uma diminuição significativa desse teor, a qual atribuíram à mineralização do azoto orgânico contido no resíduo, à medida que aumentou a formação de nitratos.

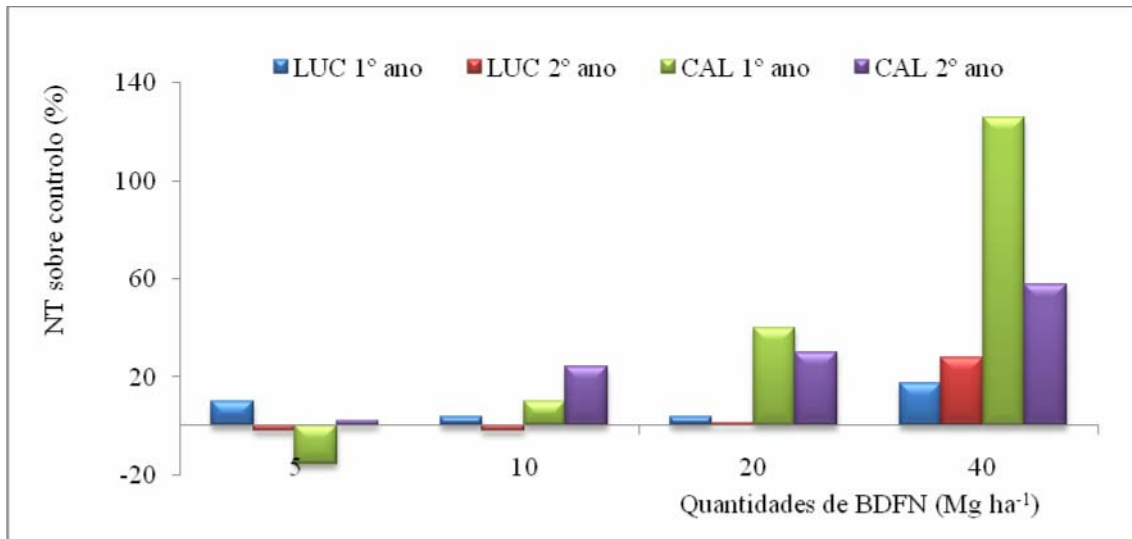


Figura 5.1.2 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de azoto total (NT) dos solos durante os dois anos de ensaio.

V.1.1.3. AZOTO NÍTRICO

Conforme os resultados apresentados anteriormente na Tabela 5.1.1, o azoto nítrico (NNO_3^-) aumentou com a aplicação de BDFN, em relação ao controlo, em ambos os solos. Estes resultados são consistentes com os resultados apresentados por Tejada e Gonzalez (2004), após a aplicação ao solo de diferentes taxas de bagaço de duas fases. Os autores atribuíram os aumentos de NNO_3^- à mineralização da matéria orgânica, parâmetro também incrementado com a aplicação dos resíduos.

No solo LUC, os aumentos do teor de NNO_3^- foram significativos para qualquer um dos tratamentos, em ambos os anos de ensaio, relativamente ao controlo. Os tratamentos com as doses mais elevadas (10, 20 e 40 Mg ha^{-1}) produziram, ainda, incrementos significativamente superiores em relação ao tratamento com 5 Mg ha^{-1} . Estes resultados revelam um balanço positivo entre os ganhos de N mineral, resultantes da mineralização da matéria orgânica incorporada pelo BDFN, e das possíveis perdas de azoto por imobilização biológica. Contudo, observou-se que no solo LUC, o aumento do teor de NNO_3^- foi superior no segundo ano do ensaio em relação ao primeiro. Para a dose de resíduo mais elevada estes aumentos foram de 76.6 e 111.0%, no primeiro e segundo anos de ensaio, respectivamente (Figura 5.1.3). Atendendo à superior mineralização da matéria orgânica incorporada pelos resíduos, no primeiro ano, seria de

esperar um aumento superior de N nítrico nesse ano, ao contrário destes resultados. Este facto poderá ser atribuído à imobilização biológica dos nitratos, devido à elevada razão C/N do BDFN.

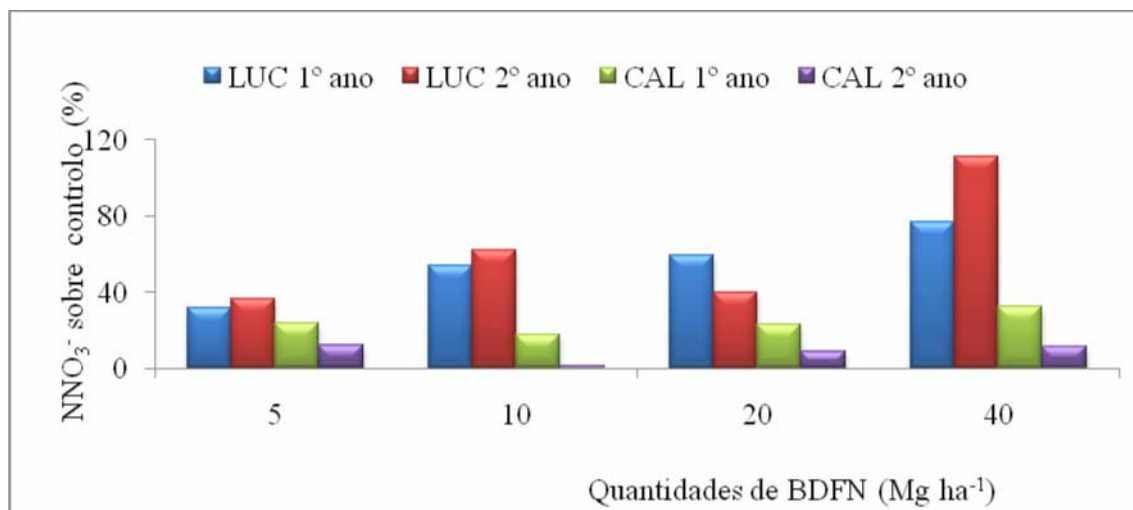


Figura 5.1.3 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de azoto nítrico (NNO₃⁻) dos solos durante os dois anos de ensaio.

Sierra et al. (2007) reportaram este efeito. No início do ensaio destes autores, o conteúdo em nitratos nas parcelas tratadas, relacionou-se inversamente com a quantidade de aplicação das águas ruças, verificando-se que para a dose de resíduo mais elevada (360 m³ ha⁻¹) o seu valor foi dez vezes inferior ao das parcelas controlo. Por sua vez, os investigadores não observaram lixiviação de nitratos na coluna lisimétrica, usada na experiência de laboratório, e a incubação decorreu em recipientes fechados, sem formação de lixiviados; os autores também não detectaram nitritos nas amostras, até porque não se reuniam as condições anaeróbias necessárias ao processo de desnitrificação devido ao constante fornecimento de oxigénio. Perante estes aspectos, Sierra et al. (2007) atribuíram a diminuição inicial do conteúdo em nitratos a fenómenos de imobilização biológica, considerando a elevada razão C/N do resíduo (C/N=35). O aumento da actividade biológica, promovido pela aplicação do resíduo, gerou uma procura importante de formas nitrogenadas solúveis, produzindo uma imobilização inicial dos nitratos. Contudo, num prazo de 4 meses, as diferenças entre as parcelas tratadas e a parcela controlo diminuíram para níveis não significativos, devido à remineralização dos nitratos inicialmente imobilizados (Sierra et al., 2007).

Os resultados do presente ensaio, relativos ao solo CAL, revelaram que no primeiro ano os aumentos no conteúdo de NNO_3^- foram significativos para todos os tratamentos, em relação ao controlo (Tabela 5.1.1). O tratamento com a dose mais elevada (40 Mg ha^{-1}) produziu um aumento significativamente superior aos restantes. No segundo ano, apenas os tratamentos com as doses 5 e 40 Mg ha^{-1} produziram diferenças significativas em relação ao controlo, não se verificando contudo diferenças significativas entre os diferentes tratamentos em que se aplicaram os bagaços. O aumento do teor de N mineral, em relação ao seu conteúdo inicial, foi de 32.0 e 11.2%, no primeiro e segundo ano, respectivamente (Figura 5.1.3). Assim, no solo CAL, o aumento de NNO_3^- foi inferior no segundo ano do ensaio, no qual, como se constatou pelos resultados anteriores, ocorreu um aumento da mineralização da matéria orgânica. Neste caso, seria de esperar um aumento superior do NNO_3^- no segundo ano do ensaio, em relação ao primeiro. Como se pode constatar, o aumento do conteúdo de N nítrico foi superior no solo LUC, em relação ao solo CAL, ao contrário do comportamento observado para o NT. Estes resultados justificam-se pelo aumento do N nítrico à custa da mineralização do azoto orgânico, cuja concentração diminuiu. Este facto poderá ser atribuído, não só à mineralização mais acentuada da matéria orgânica do solo LUC, mas também à sua capacidade mais elevada em reter os iões gerados durante a degradação dos compostos orgânicos, dada a sua textura mais fina, e ao seu superior conteúdo em matéria orgânica. Estes resultados também vêm ao encontro dos resultados referidos por Sierra et al. (2007). O efeito residual da aplicação dos resíduos sobre o teor de N nítrico dos solos, observado no segundo ano do ensaio, é consistente com os resultados obtidos por Madejón et al. (2001), cujo teor de N nítrico também sofreu aumentos significativos no ano de avaliação do efeito residual de aplicação do resíduo.

V.1.1.4. CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA

Os valores da CTC exibidos pelos dois solos, antes da aplicação dos tratamentos, eram muito diferentes, o que se relaciona com as suas diferentes texturas e os seus diferentes conteúdos em COT (Tabela 4.1).

No primeiro ano de ensaio, o tratamento com os resíduos não produziu diferenças significativas no solo LUC, em relação ao controlo, em qualquer um dos tratamentos, facto que revela uma baixa humificação da matéria orgânica (Tabela 5.1.1). No segundo

ano, contudo, observaram-se diferenças significativas no valor da CTC dos solos, em relação ao controlo e entre os tratamentos. Assim, a aplicação das três doses mais elevadas de BDFN produziu aumentos significativamente superiores da CTC, em relação ao tratamento da dose mais baixa (5 Mg ha⁻¹). O tratamento com a dose de BDFN mais alta produziu um aumento de 19.5% do valor da CTC do solo, relativamente ao controlo. Este aumento terá estado relacionado, não só com aumento do teor de COT do solo, como também com a evolução das suas fracções. Assim, após a mineralização da fracção mais lábil do resíduo, ocorrida em sequência da aplicação do BDFN, a comunidade microbiana terá iniciado a decomposição dos constituintes mais recalcitrantes do resíduo intensificando-se, desta forma, a humificação da matéria orgânica. Este efeito foi reportado por Madejón et al. (2001). Neste trabalho os autores observaram aumentos significativos no valor da CTC de um solo, a partir do segundo ano de aplicação do composto orgânico de bagaço de azeitona, em relação aos controlos (solo não tratado e solo com fertilização química). No terceiro ano desse ensaio, correspondente à avaliação do efeito residual das aplicações anteriores do composto, o valor da CTC do solo tratado também se revelou superior às dos solos controlo. Os autores atribuíram este aumento à evolução das diferentes fracções da matéria orgânica.

Ainda em relação ao presente estudo, refere-se que, no ano de avaliação do efeito residual da aplicação de BDFN sobre a CTC, se verificou uma correlação linear entre o valor de COT e a CTC para ambos os solos ($r = 0.806$ e $r = 0.587$ $p < 0.05$, nos solos CAL e LUC, respectivamente). Esta correlação indica que provavelmente o aumento da CTC foi devido ao aumento de COT dos solos (López-Piñeiro et al., 2006).

Em relação ao solo CAL, no primeiro ano observaram-se aumentos significativos do valor da CTC para todos os tratamentos, sendo os valores dos tratamentos 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ significativamente superiores ao valor do tratamento 5 Mg ha⁻¹. O tratamento com a dose mais elevada do BDFN produziu um aumento de 80% no valor da CTC deste solo, em relação ao controlo. Recorde-se que a mineralização do BDFN neste solo foi reduzida no ano de aplicação dos resíduos, tendo-se registado um aumento significativo no teor de COT do solo, o que justificará este aumento acentuado no valor da CTC do solo CAL. De facto, no segundo ano, apenas os três tratamentos com as doses mais elevadas de BDFN produziram aumentos significativos, em relação ao

controle, não havendo contudo diferenças significativas em relação ao tratamento mais baixo. A dose de BDFN mais elevada produziu um aumento de 9.7%, um valor muito inferior àquele observado no ano anterior. Os aumentos do teor de COT deste solo também foram menos marcados no segundo ano do ensaio, evidenciando um aumento da taxa de mineralização do resíduo incorporado no ano anterior.

V.1.1.5. FÓSFORO ASSIMILÁVEL

O solo LUC possuía, inicialmente, um conteúdo em fósforo assimilável (P) cerca de três vezes superior ao solo CAL (Tabela 4.1). Com base nos resultados apresentados na Tabela 5.1.2, verifica-se que a aplicação de BDFN produziu diminuições significativas no conteúdo de P assimilável, em ambos os solos, nos dois anos de ensaio e em relação ao controle.

No solo LUC, qualquer um dos tratamentos conduziu a valores de P significativamente inferiores ao controle. No primeiro ano, as diferenças foram mais acentuadas para tratamento com a dose mais elevada, sendo o conteúdo de P significativamente inferior ao dos restantes tratamentos. No segundo ano, todos os tratamentos produziram conteúdos de P significativamente inferiores ao do controle, sendo as diferenças dos tratamentos 10 e 40 Mg ha⁻¹, relativamente ao controle. O tratamento com a dose mais elevada produziu, em relação ao controle, uma diminuição de 26.4 e 5.9 mg kg⁻¹, de P no primeiro e segundo ano do ensaio, correspondendo a diminuições relativas de 66.2 e 33.2%, respectivamente.

Tabela 5.1.2 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre os teores de fósforo assimilável (mg kg^{-1}), potássio assimilável (mg kg^{-1}), pH, condutividade eléctrica (dSm^{-1}) e estabilidade dos agregados (%) dos solos

Parâmetros	Quantidade de BDFN (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
P*	39.9a	22.9b	21.6b	23.3b	13.5c	17.7a	13.4b	10.8c	13.1b	11.8bc
K*	269a	199b	212b	204b	289c	252b	224a	228ab	268c	318d
pH	7.89a	7.88a	7.79b	7.75b	7.75b	7.96a	8.01a	8.05a	8.04a	7.80b
CE	0.947a	0.882a	0.898a	0.818a	1.05a	0.405a	0.478a	0.501ab	0.510b	0.554b
Solo CAL										
P*	32.0a	11.9b	12.1b	13.9b	14.0b	28.9a	28.1bc	26.0b	31.9c	18.3d
K*	182a	181a	291b	286b	307b	75.2a	83.5a	87.2a	116b	180c
pH	4.55a	5.38b	5.33b	5.42b	5.43b	4.73a	4.99b	4.99b	5.04b	5.20c
CE	0.997a	0.744c	0.869bc	0.852bc	0.957ab	0.433ab	0.359a	0.366a	0.469b	0.485b

*Fósforo e potássio assimiláveis; CE – condutividade eléctrica; EA – estabilidade dos agregados. Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha e em cada ano, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Em relação ao solo CAL, quer no primeiro, quer no segundo ano todos os tratamentos conduziram igualmente a uma diminuição do nível de P assimilável, à excepção do tratamento com a dose 20 Mg ha⁻¹ que, no segundo ano, produziu um aumento no teor de P em 10.4%, em relação ao controlo. No final de cada ano, e em relação ao conteúdo inicial de P, o tratamento correspondente à maior aplicação de BDFN produziu diminuições no conteúdo deste nutriente de 18.1 e 10.7 mg kg⁻¹, correspondentes a diminuições de 55.8 e 37.0%, no primeiro e segundo ano, respectivamente (Figura 5.1.4).

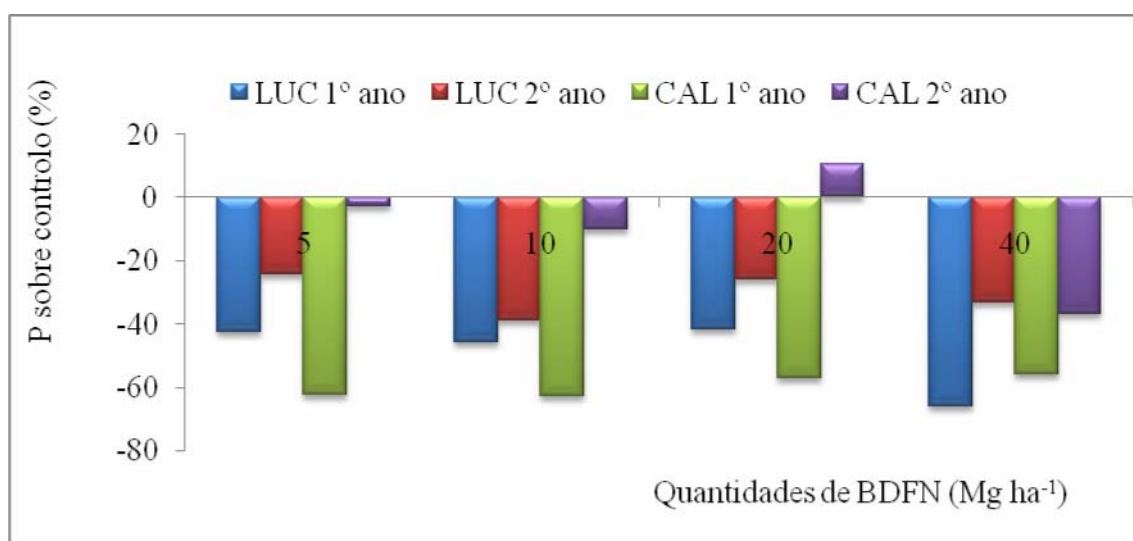


Figura 5.1.4 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de fósforo assimilável (P) dos solos durante os dois anos de ensaio.

Observando a Figura 5.1.4, constata-se que, no segundo ano do ensaio, o resíduo aplicado no solo CAL exerceu um efeito negativo muito mais suave sobre o teor de P assimilável, do que no ano anterior, à excepção do tratamento com a dose mais elevada. No solo LUC esse efeito foi muito semelhante nos dois anos do ensaio, não evidenciando, assim, tendência para redução da imobilização de P observado no ano de aplicação dos resíduos.

Apesar do efeito atenuante verificado no segundo ano do ensaio, no solo CAL, no que respeita aos níveis de P assimilável, os resultados obtidos atestam que a aplicação de BDFN produziu imobilizações no teor de P, em qualquer um dos solos, nos dois anos do ensaio. O superior conteúdo em matéria orgânica pode ter originado um aumento da

população microbiana, a qual necessita de fósforo para o desenvolvimento do seu ciclo vital, removendo quantidades deste elemento que estariam disponíveis para as plantas. Além deste aspecto, há que lembrar o poder de fixação de fósforo por parte do húmus, especialmente nos solos neutros ou ligeiramente alcalinos, como é o caso do solo LUC. Este facto poderá justificar a menor quantidade de fósforo assimilável neste solo em relação ao solo CAL (López-Piñeiro et al., 2007). Estes resultados são consistentes com aqueles alcançados por outros estudos, com vários tipos de resíduos orgânicos. Madejón et al. (2003) reportaram que o P adicionado aos solos através de materiais orgânicos pode ter sido imobilizado pela fracção húmica, reduzindo a sua disponibilidade. Também López-Martinez et al. (2004) reportaram que o P dissolvido diminui após adição de resíduos de olival ao solo, provavelmente como resultado do aumento de actividade microbiana imobilizadora de P.

García-Gil et al. (2000) avaliaram a actividade da enzima fosfatase, a qual desempenha um papel fundamental na mineralização do fósforo orgânico, num ensaio estabelecido para avaliar o efeito de tratamentos orgânicos e minerais sobre a actividade enzimática do solo. Os resultados relativos à actividade da fosfatase, revelaram uma inibição desta enzima nos solos tratados com os resíduos orgânicos, enquanto o solo controlo, sem tratamento, e o solo com fertilização mineral, exibiram um incremento na actividade da mesma enzima. De uma forma geral, esta enzima é activada quando a disponibilidade de fósforo nos solos é baixa. Desta forma, pode ser inibida, não só pela presença de metais pesados adicionados com a aplicação do composto de RSU nos solos, mas também pelo fosfato inorgânico, o qual produz uma inibição tipo *feedback* sobre mesma. Nas unidades destinadas ao estudo do efeito residual dos tratamentos, a actividade da fosfatase aumentou em todos os tratamentos, com excepção daquele com a dose mais elevada do resíduo. Piotrowska et al. (2006) também observaram uma inibição da actividade enzimática da fosfatase após o tratamento do solo com águas ruças. Os autores atribuíram esta inibição ao aumento do conteúdo de P inorgânico. À semelhança dos resultados obtidos por García-Gil et al. (2000), a actividade desta enzima aumentou com a posterior diminuição de P.

V.1.1.6. POTÁSSIO ASSIMILÁVEL

Da caracterização inicial dos solos, conforme resultados apresentados na Tabela 4.1, verificou-se que o teor inicial de potássio do solo LUC era muito superior ao teor de potássio do solo CAL (240 e 98 mg kg⁻¹, respectivamente). A aplicação das doses crescentes de BDFN produziu efeitos diferentes entre os dois solos, no que respeita ao teor deste nutriente, conforme se pode observar na Tabela 5.1.2.

No solo LUC, no primeiro ano, todos os tratamentos produziram diminuições significativas no conteúdo de K assimilável, excepto o tratamento com dose mais elevada que revelou um aumento significativo no teor de K, em relação ao controlo. No segundo ano, apenas os tratamentos de 5 e 10 Mg ha⁻¹ produziram diminuições no conteúdo de K assimilável, tendo os tratamentos com as duas doses mais elevadas (20 e 40 Mg ha⁻¹), produzido aumentos significativos em relação ao controlo. Neste solo, o teor de K aumentou em 7.4 e 26.0% (Figura 5.1.5), no primeiro e segundo ano, para a maior quantidade de aplicação do BDFN, em relação ao seu conteúdo inicial. Em termos absolutos, estes aumentos representaram 20 e 66 mg kg⁻¹ de K, respectivamente.

Em relação ao solo CAL, no primeiro ano verificaram-se aumentos significativos para os tratamentos com as três doses de resíduo mais elevadas (10, 20 e 40 Mg ha⁻¹), enquanto no segundo ano esses aumentos foram significativos apenas para os tratamentos com as duas doses mais elevadas (Tabela 5.1.2). O tratamento com a dose de 40 Mg ha⁻¹ produziu um aumento significativamente superior ao tratamento com 20 mg ha⁻¹. O teor de K assimilável foi incrementado em 69.0 e 140.0% (Figura 5.1.5) para a quantidade mais elevada de BDFN aplicada, em relação ao controlo, no primeiro e segundo ano, respectivamente. Em termos absolutos, estes aumentos representaram 125 e 104.8 mg kg⁻¹, respectivamente. Estes resultados podem atribuir-se às elevadas quantidades de K fornecidas ao solo pela incorporação do BDFN e são consistentes com os resultados obtidos por outros investigadores que aplicaram resíduos semelhantes no solo (Ordoñez et al., 1999; Di Sérgio et al., 2008). Como se pode observar na Figura 5.1.5, a aplicação de BDFN produziu um efeito relativo mais notório no solo CAL, em relação ao solo LUC. Este último apenas evidenciou alguma notoriedade no teor de K assimilável no segundo ano do ensaio.

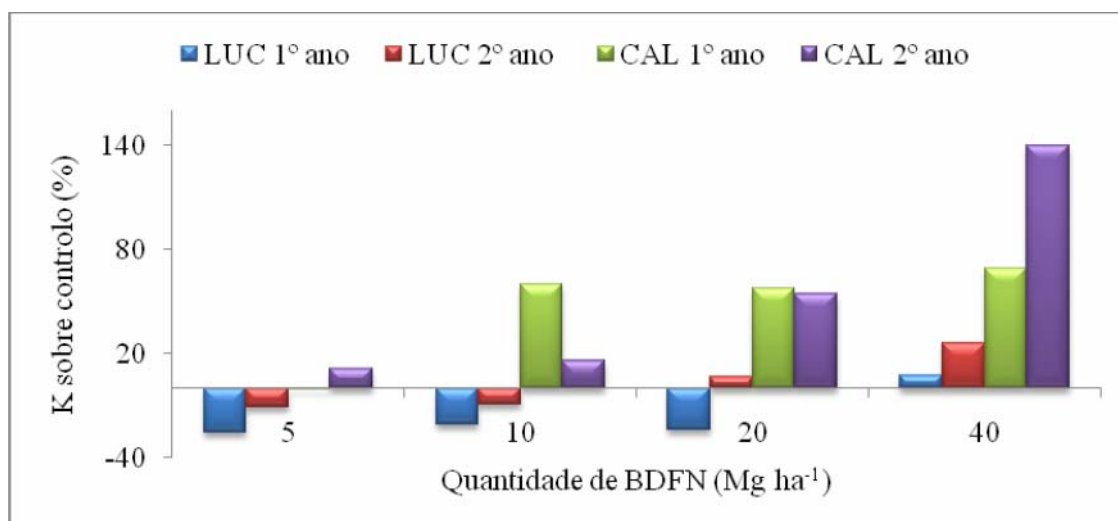


Figura 5.1.5 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre o teor de potássio assimilável (K) dos solos durante os dois anos de ensaio.

V.1.1.7. pH

Os solos usados no presente ensaio apresentavam reacções muito distintas (Tabela 4.1), caracterizando-se o solo LUC por uma reacção alcalina, com pH igual a 8.1, e o solo CAL, por uma reacção ácida, com pH igual a 5.3.

Observando os resultados apresentados na Tabela 5.1.2, verifica-se que o efeito da aplicação do BDFN foi diferente consoante o solo utilizado neste estudo. Assim, no solo LUC e no primeiro ano, verificaram-se reduções significativas do valor de pH para as três doses mais elevadas de aplicação do resíduo. No segundo ano, apenas ocorreu uma diminuição significativa do valor de pH nos solos tratados com a maior quantidade de BDFN (40 Mg ha⁻¹). Para esta dose de aplicação do resíduo, o valor do pH sofreu uma ligeira acidificação (diminuição de 2%). Este aspecto põe em evidência o poder tampão do solo LUC, pois, apesar do carácter ácido do resíduo aplicado, apenas para a maior dose de aplicação se observa uma diminuição da reacção do solo. No caso do solo CAL, e para qualquer um dos tratamentos efectuados, o valor do pH aumentou significativamente, em qualquer um dos anos, observando-se uma relação próxima entre a dose de resíduo aplicada e o aumento do pH. A diferença relativa do valor de pH para a dose mais elevada, em relação ao controlo, foi de 0.9 e 0.5 unidades, no primeiro e segundo ano, respectivamente (Tabela 5.1.2).

Outros autores observaram comportamentos semelhantes da reacção de solos ácidos após incorporação de resíduos orgânicos de olival (Madejón et al., 2003) e resíduos sólidos urbanos (Hargreaves et al. 2008), provavelmente devido à mineralização do carbono e subsequente produção de iões OH^- , assim como introdução de catiões básicos como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} . A diferença de comportamentos do pH dos dois solos, em relação à aplicação do mesmo resíduo, evidencia a disparidade das suas propriedades, nomeadamente do seu poder tampão. De facto o solo LUC caracterizou-se por possuir cerca de 2.5 vezes mais CO do que o solo CAL, parâmetro que exerce uma séria influência sobre o poder tampão dos solos, actuando contra flutuações súbitas na reacção do solo (Lal, 2004). O solo LUC possui ainda 2.3 vezes mais argila do que o solo CAL e, como já foi demonstrado, solos com conteúdo de argila e pH superiores apresentam maior poder tampão do que aqueles com menor teor de argila (Tisdale e Nelson, 1998).

V.1.1.8. CONDUTIVIDADE ELÉCTRICA

A condutividade eléctrica (CE) dos solos sofreu distintas variações, após aplicação do BDFN (Tabela 5.1.2). No caso do solo LUC, no primeiro ano do ensaio, não se verificaram diferenças significativas entre os valores da CE dos solos sujeitos aos diferentes tratamentos. No segundo ano, contudo, o valor da CE dos solos sofreu aumentos significativos com as duas doses de aplicação mais elevadas, apresentando para a dose mais elevada um aumento de 0.15 dSm^{-1} .

No solo CAL, no primeiro ano do ensaio, o valor da condutividade diminuiu significativamente em qualquer um dos tratamentos, em relação ao controlo, excepto no tratamento em que se utilizou a dose mais elevada de BDFN. No segundo ano, o comportamento da CE dos solos tratados foi semelhante, registando-se diminuições significativas em relação ao controlo, nos solos tratados com as duas doses mais reduzidas do resíduo e aumentos, embora não significativos em relação ao controlo, com os tratamentos das doses mais elevadas. Estas diminuições observadas no solo CAL poderão ser atribuídas a uma extracção de nutrientes pela cultura mais elevada do que no solo LUC ou a uma maior fixação dos nutrientes no complexo de troca catiónica. Estes resultados permitiram ainda perceber que, apesar de o BDFN apresentar valores

médios de CE elevados, o efeito da sua aplicação durante este ensaio, não conduziu a alterações significativas da CE dos solos.

V.1.1.9. ESTABILIDADE ESTRUTURAL

Os resultados das análises iniciais dos solos LUC e CAL (Tabela 4.1), ao contrário do que seria de esperar, não revelaram uma diferença acentuada entre a estabilidade de agregados dos dois solos (26.2 e 24.3%, respectivamente). Como já foi largamente demonstrado, a estabilidade dos agregados relaciona-se positivamente com o aumento do teor de argila e de COT do solo, constituintes em superioridade no solo LUC, como se viu. Contudo, outros aspectos terão contribuído para aumentar a coesão dos agregados no solo CAL.

A aplicação de BDFN melhorou significativamente a estabilidade dos agregados (EA), mas este efeito foi superior no solo CAL (Tabela 5.1.2). Este aumento de EA pode ser atribuído ao aumento de COT após a aplicação do resíduo. Estes resultados são consistentes com o trabalho de Sun et al. (1995), que reportaram que a aplicação directa de resíduos orgânicos pode ser o tratamento mais efectivo na melhoria da agregação do solo e que, apesar da melhoria produzida ser inferior à dos resíduos tratados, o seu efeito pode ser mais duradouro. No solo LUC, tanto no primeiro como no segundo ano, a EA apenas foi significativamente superior para a dose de aplicação do resíduo mais elevada. Contudo, estes aumentos corresponderam a cerca de 27%, em ambos os anos, em relação ao controlo. O solo CAL, o aumento da EA foi significativo para qualquer um dos tratamentos, observando-se no primeiro ano aumentos superiores para as duas doses de aplicação mais elevadas. Os aumentos da EA corresponderam, para a quantidade de resíduo mais elevada, a 81.9 e 62.0%, em relação ao controlo, no primeiro e segundo ano respectivamente. Observou-se, assim, um efeito mais espectacular na estabilidade dos agregados do solo CAL em relação ao solo LUC, o que poderá ser atribuído ao efeito também mais acentuado sobre o teor de COT deste solo, após o tratamento com o BDFN.

V.1.2. EFEITO DA APLICAÇÃO DO BAGAÇO DE DUAS FASES EXTRACTADO (BDFE) SOBRE PROPRIEDADES DOS SOLOS

V.1.2.1. CARBONO ORGÂNICO

Como se pode observar na Tabela 5.1.3, e à semelhança do que se verificou com a aplicação de BDFN, o teor de carbono orgânico total (COT) dos solos LUC e CAL aumentou significativamente com a incorporação de BDFE, embora estes aumentos tenham sido diferentes para os dois solos. O solo LUC, no primeiro e segundo anos, apenas experimentou aumentos significativos no teor de COT para as doses mais elevadas do resíduo (40 Mg ha^{-1} , no primeiro ano e 20 e 40 Mg ha^{-1} , no segundo ano), enquanto no solo CAL, se verificaram aumentos significativos no conteúdo de COT para qualquer um dos tratamentos. Neste solo, os acréscimos de COT relacionaram-se com as doses de resíduos aplicados, verificando-se diferenças significativas entre os tratamentos. Desta forma, o efeito da aplicação de BDFE sobre o teor de COT dos solos foi semelhante àquele observado com a aplicação do BDFN, o que vem ao encontro da teoria avançada sobre as diferentes condições para a mineralização dos resíduos, apresentadas pelos solos.

Apesar de os aumentos absolutos do teor de COT não diferirem muito entre os dois solos (Tabela 5.1.3), os aumentos relativos foram superiores no solo CAL. Assim, os aumentos absolutos de COT para a quantidade de BDFE mais elevada, no solo LUC, foram de 2.5 e 2.8 g kg^{-1} , no primeiro e segundo ano, correspondendo a aumentos relativos de 23.8 e 24.6% , respectivamente. No solo CAL, também para a quantidade mais elevada de BDFE, os aumentos absolutos foram de 2.65 e 3.85 g kg^{-1} , correspondendo a aumentos relativos de 32.0 e 56.2% , como se pode observar na Figura 5.1.6.

Tabela 5.1.3 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre os teores de carbono orgânico total (g kg^{-1}), azoto total (g kg^{-1}), azoto nítrico (mg kg^{-1}), e capacidade de troca catiónica ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) dos solos

Parâmetros	Quantidade de BDFE (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
COT	10.5a	10.6a	10.3a	10.5a	13.0b	11.4b	10.6a	10.7a	11.3b	14.2c
NT	1.45ab	1.39a	1.47b	1.45ab	1.79c	0.861a	0.841a	0.840a	0.911b	1.04c
NNO_3^-	6.74a	9.80b	9.59b	11.6c	9.34b	5.40a	8.70c	7.38b	8.56c	11.8d
CTC	17.1a	19.6b	19.6b	19.6b	19.6b	16.8a	17.7b	17.7b	18.0bc	18.4c
Solo CAL										
COT	5.60a	6.94b	7.91c	8.05c	8.25c	6.85a	7.52b	8.06b	9.52c	10.66d
NT	0.840a	0.861a	0.905a	1.22b	1.46b	0.541a	0.656b	0.631b	0.720c	0.732c
NNO_3^-	7.25a	8.10b	8.90b	9.01b	9.50c	6.88a	6.83a	7.11a	7.49a	7.17a
CTC	5.12a	7.34b	7.34b	7.42b	7.60b	6.56a	6.74ab	6.75ab	6.79ab	7.28b

COT – carbono orgânico total; NT – azoto total; NNO_3^- - azoto nítrico; CTC – capacidade de troca catiónica. Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha e em cada ano, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

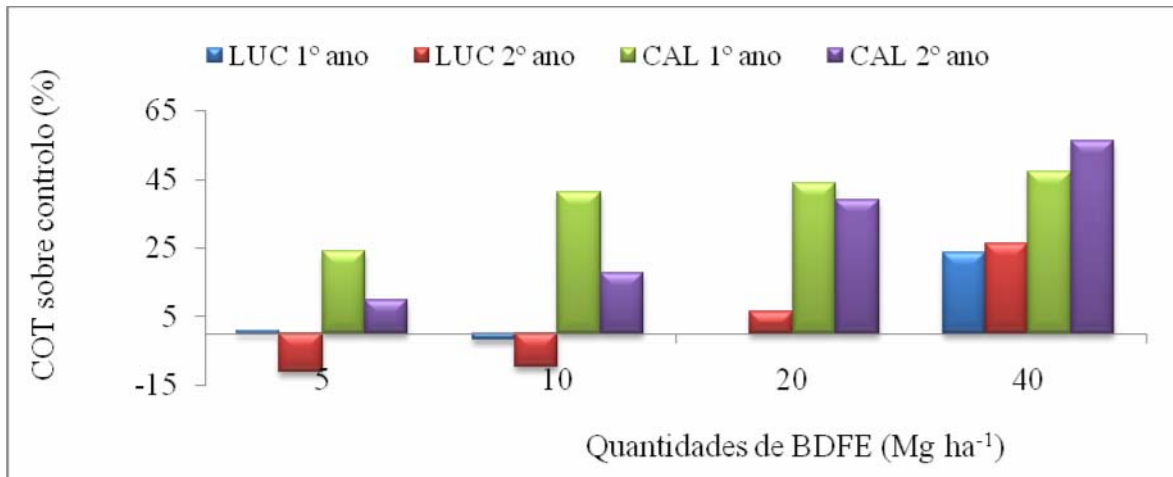


Figura 5.1.6 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de carbono orgânico total (COT) dos solos durante os dois anos de ensaio.

Os aumentos de COT verificados nos solos LUC e CAL, tratados com o BDFE foram mais espectaculares do que aqueles resultantes da incorporação do BDFN, apesar de o BDFN possuir um conteúdo em COT superior ao do BDFE. Este aspecto foi mais evidente no solo LUC, uma vez que tanto no ano de aplicação do BDFE, como no ano da avaliação residual desse efeito, os aumentos produzidos no teor de COT foram superiores àqueles produzidos pela aplicação do BDFN, em iguais períodos. No solo CAL, apenas o efeito residual da aplicação do BDFE sobre o teor de COT foi superior ao efeito equivalente da aplicação de BDFN. Este efeito também foi reportado por Brunetti et al. (2005) que aplicaram, nos solos, diferentes doses de bagaço (natural e extractado) procedente de um sistema de extracção de três fases, com e sem tratamentos prévios. A incorporação dos resíduos produziu um aumento significativo do COT, mas apesar de o bagaço natural possuir um conteúdo de COT ligeiramente superior ao bagaço extractado (450 g kg^{-1} e 411 g kg^{-1} , respectivamente), o aumento de COT foi ligeiramente superior nos solos tratados com o bagaço extractado, sugerindo uma taxa de mineralização mais reduzida para este último resíduo.

Tal como foi evidenciado por outros investigadores, após aplicação de resíduos similares, esta diferença deverá ser atribuída à composição dos resíduos. O BDFN, mais rico em substâncias facilmente degradáveis, promove a decomposição do carbono orgânico, na medida em que a disponibilidade imediata de nutrientes estimula a

actividade microbiana. O BDFE, por sua vez, menos rico em substâncias lábeis, proporciona uma degradação menos extensa da matéria orgânica incorporada pelos resíduos. O mesmo facto foi ainda observado por Cala et al. (2005) que aplicaram ao mesmo solo composto de RSU e de bio-resíduos. O conteúdo em COT registado após a aplicação dos compostos foi significativamente mais elevado no solo tratado com o RSU do que no solo tratado com o bio-resíduo, apesar deste último ter um conteúdo em CO cerca de duas vezes superior ao do RSU. Estes resultados sugeriram, segundo os autores, uma diferença de padrões de decomposição da COT nos bio-resíduos. O RSU deverá ter sido mais resistente à decomposição do que o bio-resíduo.

Fernández et al. (2007) reportam resultados semelhantes, após a aplicação no mesmo solo de lamas de depuração sujeitas a tratamentos diferentes (compostagem e secagem térmica). Apesar da lama sujeita à secagem térmica apresentar conteúdos de COT, carbono extraível total e fracções humificadas, principalmente ácidos fúlvicos, superiores em relação à lama sujeita à compostagem, a aplicação repetida deste resíduo durante três anos, aumentou em menor extensão as diferentes fracções da matéria orgânica do solo. Os resultados por estes investigadores evidenciaram um processo de mineralização menos extenso nos solos onde foi aplicado o resíduo de secagem térmica, em relação ao solo onde foi aplicado o resíduo sujeito a compostagem. Os investigadores atribuíram estes resultados à maior presença de componentes orgânicos facilmente degradáveis no resíduo de secagem térmica, em relação ao composto. Na verdade, o tratamento térmico não inclui um processo de maturação, apenas induz a dormência dos microrganismos devido às levadas temperaturas a que o material é submetido. A actividade dos microrganismos, quando o material é aplicado ao solo, pode voltar ao estado anterior ao do tratamento, dadas as condições de humidade e temperatura favoráveis.

Os trabalhos referidos anteriormente permitiram comprovar a importância da estabilidade da matéria orgânica durante os processos de mineralização da mesma. A fracção mais lábil, constituída por gorduras e os hidratos de carbono, pode funcionar como substrato imediatamente disponível para o desenvolvimento inicial de microrganismos (Valiente et al., 1995; Molina Alcaide et al., 2001). Por sua vez, os componentes lenhino-celulósicos, de decomposição mais difícil, representam a fracção

mais recalcitrante da matéria orgânica, conduzindo a processos de mineralização mais demorados.

Como se referiu aquando da discussão do efeito da aplicação de BDFN sobre o teor de COT do solo, os resíduos procedentes de lagares de duas fases têm-se revelado de degradação lenta, em relação a outros resíduos orgânicos, o que tem sido apontado como uma potencialidade no sequestro de carbono. Perante os resultados obtidos no teor de COT dos solos tratados com o BDFE, relativamente àqueles obtidos nos solos tratados com o BDFN, os quais evidenciaram uma natureza mais recalcitrante do primeiro em relação ao segundo resíduo, o BDFE poderá apresentar características potencialmente ainda mais interessantes no sequestro de carbono, do que o BDFN.

V.1.2.2. AZOTO TOTAL

Tal como se observou relativamente à aplicação do BDFN, o teor de azoto total aumentou significativamente com a aplicação da maior dose de BDFE, em ambos os solos (Tabela 5.1.3). No ensaio com o solo LUC, observaram-se aumentos significativos para as três doses de aplicação mais elevadas (10, 20 e 40 Mg ha⁻¹), no primeiro ano, e para as duas doses mais elevadas, no segundo ano, em relação ao controlo. Em ambos os anos, a quantidade de aplicação de 40 Mg ha⁻¹, produziu aumentos quantitativamente superiores a qualquer uma das restantes. Em relação ao ensaio com o solo CAL, no primeiro ano verificaram-se aumentos do conteúdo de NT para as duas doses de aplicação mais elevadas e, no segundo ano, estes aumentos foram significativos para os quatro tratamentos com maiores aplicações de BDFE, tendo a dose 40 Mg ha⁻¹, produzido, tal como no solo LUC, aumentos superiores aos restantes tratamentos.

Em termos absolutos, no primeiro ano, os aumentos no conteúdo de azoto total foram superiores no solo CAL, em relação ao solo LUC (0.62 e 0.34 g kg⁻¹, respectivamente) para a dose de resíduo mais elevada (Tabela 5.1.3). No segundo ano, esses aumentos foram semelhantes nos dois solos (0.19 e 0.18 g kg⁻¹, respectivamente). Mas, relativamente ao teor de azoto inicial, esses aumentos foram superiores no solo CAL, em relação ao solo LUC, nos dois anos do ensaio (45.2 e 23.4%, no primeiro ano, e 35.2 e 20.9%, respectivamente).

Assim, no solo LUC, a aplicação de BDFE produziu aumentos superiores no teor de NT em ambos os anos do ensaio, relativamente à aplicação de BDFN, tal como se observou no caso do COT. Este aspecto realça a mineralização menos extensa da matéria orgânica do bagaço extractado, relativamente ao bagaço natural, como exposto na discussão dos resultados do COT, e vem ao encontro das observações de Madejón et al. (2001) sobre o aumento do teor de N total, resultante da acumulação de azoto orgânico após a aplicação de diferentes compostos orgânicos no solo. A acumulação de azoto orgânico observada por estes autores relacionou-se inversamente com os valores da potencial taxa de mineralização dos resíduos.

V.1.2.3. AZOTO NÍTRICO

O teor de azoto nítrico (NNO_3^-) aumentou com a aplicação de BDFE, em relação ao controlo, em ambos os solos, no primeiro ano do ensaio, como se observa na Tabela 5.1.3. No segundo ano, contudo, apenas se observaram aumentos no teor de NNO_3^- no solo LUC. No solo LUC, a aplicação de BDFE produziu aumentos significativos no conteúdo de NNO_3^- , em todos os tratamentos e em ambos os anos, à semelhança do que se verificou com a aplicação do BDFN. No primeiro ano, o tratamento que produziu o maior aumento no teor de azoto nítrico foi o correspondente à dose 20 Mg ha^{-1} . No segundo ano o maior aumento foi produzido pelo tratamento com a dose de BDFN mais elevada (40 Mg ha^{-1}). Estes aumentos foram, em termos relativos, de 71.0 e 118.5%, respectivamente. Em relação ao solo CAL, no primeiro ano exibiram-se aumentos significativos no teor de NNO_3^- para todos os tratamentos, mas no segundo ano, nenhum dos tratamentos produziu aumentos significativos no teor de NNO_3^- . Estes resultados indicam, à semelhança do ensaio como o BDFN, que possam ter ocorrido imobilizações pela comunidade microbiana.

V.1.2.4. CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA

Como se pode observar nas Tabela 5.1.3, no solo LUC, os valores da CTC aumentaram significativamente para qualquer um dos tratamentos, relativamente ao controlo, em ambos os anos. No segundo ano do ensaio, os aumentos produzidos pelas duas doses mais elevadas foram ainda significativamente superiores aos restantes. Os aumentos relativos no primeiro e segundo ano foram de 14.6 e 9.5%, respectivamente.

O comportamento da CTC do solo LUC, após tratamento com BDFE, foi diferente daquele verificado no ensaio de aplicação de BDFN. Este último apenas promoveu aumentos significativos no valor da CTC, nesse solo, no segundo ano do ensaio. Contudo, esse aumento foi superior (19.5%) àquele verificado com a aplicação do BDFE. Em relação ao solo CAL, no primeiro ano todos os tratamentos com BDFE produziram aumentos significativos no valor da CTC, em relação ao controle, à semelhança do comportamento observado com o tratamento de BDFN. No segundo ano, o efeito dos resíduos sobre a CTC foi muito semelhante àquele produzido pelo BDFN. Neste ano, apenas o tratamento com a dose mais elevada de BDFE produziu um incremento significativo na CTC do solo, em relação ao controle. O aumento relativo com o tratamento mais elevado foi de 15.2%. Desta forma, à semelhança dos resultados obtidos com a aplicação do BDFN, o efeito residual da aplicação do BDFE sobre a CTC foi mais efectivo no solo CAL, do que no solo LUC. A correlação linear verificada entre o valor de COT e a CTC para ambos os solos ($r = 0.859$, $p < 0.01$ e $r = 0.551$, $p < 0.05$, respectivamente) indica que o aumento da CTC foi devido, provavelmente, ao aumento de CO dos solos.

V.1.2.5. FÓSFORO ASSIMILÁVEL

À semelhança do que aconteceu com a aplicação de BDFN, o tratamento com o BDFE reduziu a disponibilidade de P em ambos os solos, para todas as doses de resíduo aplicadas, em relação ao controle (Tabela 5.1.4).

Tabela 5.1.4 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre os teores de fósforo assimilável (mg kg^{-1}), potássio assimilável (mg kg^{-1}), pH, condutividade eléctrica (dSm^{-1}) e estabilidade dos agregados (%) dos solos

Parâmetros	Quantidade de BDFE (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
P*	39.9b	18.7a	18.7a	18.4a	19.3a	17.7c	7.1a	9.0a	11.4b	11.1b
K*	236ab	233ab	228a	241b	271c	222a	232a	227a	228a	272b
pH	7.87bc	7.90c	7.90c	7.80ab	7.75a	7.96a	7.96a	8.05b	8.05b	8.05b
CE	0.947a	0.925a	0.954a	0.990a	0.962a	0.422a	0.456a	0.453a	0.585b	0.619b
EA	33.3a	36.5a	39.7a	53.1b	57.8b	32.0a	38.7b	48.9c	51.4c	55.5c
Solo CAL										
P*	32.4d	11.6a	11.5a	15.1b	16.2c	28.9d	16.3a	19.6b	22.4c	19.6b
K*	170a	172a	189b	220c	332d	75.2a	83.1a	97.9b	97.2b	121c
pH	4.55a	5.08b	5.08b	5.02b	5.23c	4.72a	4.80ab	4.88b	5.05c	5.04c
CE	0.997a	0.704a	0.732a	0.951a	0.665a	0.433a	0.437a	0.361a	0.362a	0.371a
EA	33.3a	40.0a	53.8b	57.8b	59.5b	32.0a	50.9b	51.7b	54.1bc	57.0c

*Fósforo e potássio assimiláveis; CE – condutividade eléctrica; EA – estabilidade dos agregados. Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha e em cada ano, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

No solo LUC, as diminuições no conteúdo de P assimilável, relativamente ao controlo, foram significativas para todos os tratamentos, nos dois anos. Em termos relativos e para a dose de aplicação de resíduo mais elevada, estas diminuições foram de 53.9 e 38.6%, em relação ao controlo, no primeiro e segundo anos, respectivamente (Figura 5.1.7). Este efeito promoveu a diminuição de nível alto para médio de P, no primeiro ano e de médio para nível baixo, no segundo ano, de acordo com a classificação da metodologia de determinação utilizada. Em relação ao solo CAL, as diminuições no conteúdo de P assimilável, relativamente ao controlo, também foram significativas para todos os tratamentos, em ambos os anos (Tabela 5.1.4). As diminuições, em termos relativos foram muito próximas daquelas registadas para o solo LUC. Assim, no primeiro ano, e para a dose de resíduo mais elevada, essa diminuição foi de 50.0% e no segundo ano, foi de 32.2% (Figura 5.1.7). De uma forma geral, o efeito da aplicação do BDFE sobre o teor de P assimilável dos solos foi muito semelhante ao efeito do BDFN sobre o mesmo parâmetro. A aplicação de ambos os resíduos conduziu a diminuições no conteúdo de P assimilável dos solos, de uma forma mais acentuada no primeiro ano, em que foram aplicados os resíduos nos solos.

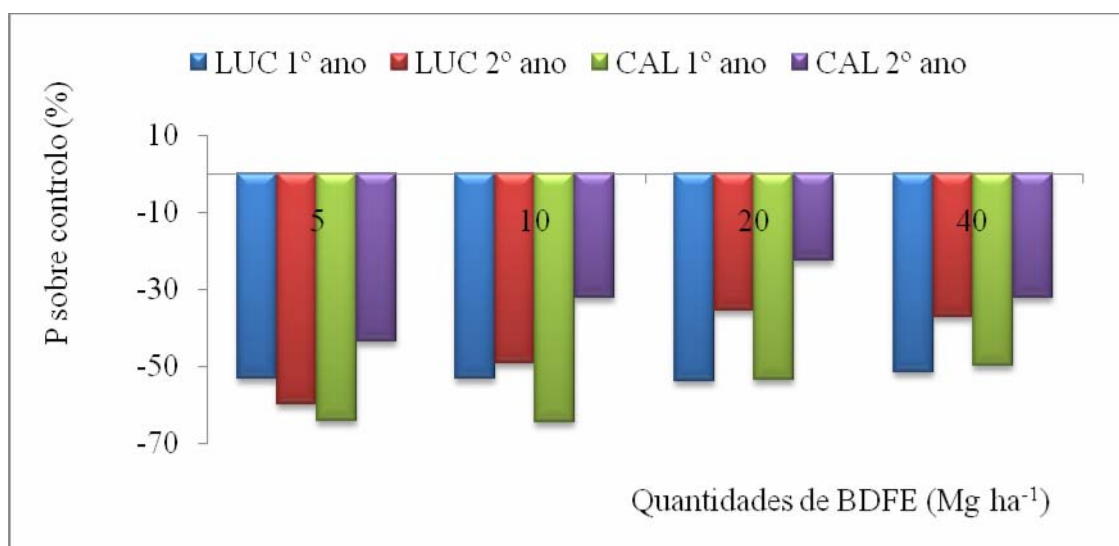


Figura 5.1.7 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de fósforo assimilável (P) dos solos durante os dois anos de ensaio.

V.1.2.6. POTÁSSIO ASSIMILÁVEL

A aplicação de BDFE aumentou significativamente o conteúdo de K assimilável, relativamente ao controlo, em ambos os solos, tal como se havia verificado com a aplicação do BDFN (Tabela 5.1.4). Embora o BDFE seja considerado um resíduo rico em K, os aumentos do conteúdo de K assimilável, no solo LUC, apenas ocorreram nos solos tratados com a dose mais elevada do resíduo, quer no primeiro ano, quer no segundo ano. Para a maior dose de aplicação do BDFE, os aumentos no conteúdo de K assimilável foram de 15 e 22%, em relação ao controlo, no primeiro e segundo ano, respectivamente (Figura 5.1.8). No solo CAL, os aumentos de K assimilável foram significativos para a aplicação das três doses mais elevadas, no primeiro ano e para os dois tratamentos com as doses mais elevadas, no segundo ano. Em termos relativos, para a dose de resíduo mais elevada, estes aumentos foram de 95.0 e 60.0%, no primeiro e segundo anos. Os aumentos relativos foram, assim, mais notórios no solo CAL do que no solo LUC. De qualquer forma, o efeito residual da aplicação do BDFE sobre o solo CAL foi muito inferior àquele registado para o BDFN (140%), resultado lógico se se considerar o superior conteúdo de K presente neste último resíduo.

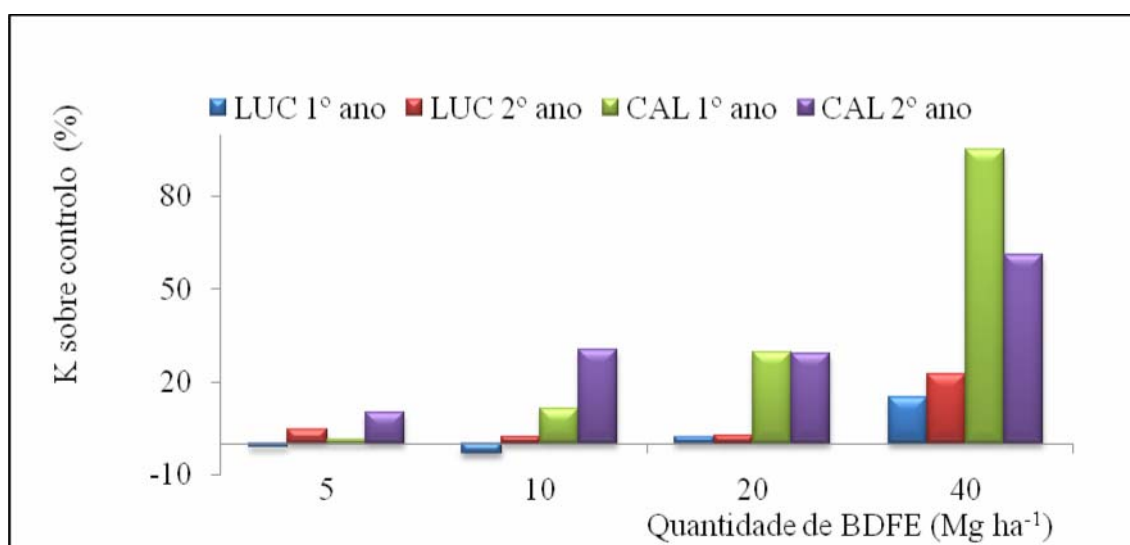


Figura 5.1.8 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de potássio assimilável (K) dos solos durante os dois anos de ensaio.

V.1.2.7. pH

Como se pode observar na Tabela 5.1.4, a aplicação de BDFE exerceu uma influência mais acentuada no pH do solo CAL, do que no solo LUC, tal como se observou com a aplicação do BDFN. Assim, o solo LUC exibiu diminuições significativas do pH no primeiro ano de ensaio, apenas na modalidade tratada com a dose mais elevada de BDFE. No segundo ano, este comportamento foi invertido, detectando-se subidas significativas do valor do pH nas unidades experimentais tratadas com as três doses mais elevadas do BDFE. O efeito residual da aplicação de BDFE sobre o valor de pH ocorre, assim, no sentido alcalinizante, contrariando o efeito da aplicação do resíduo, no ano anterior. A reduzida variação do pH do solo LUC, após incorporação do BDFE deveu-se, como se referiu, ao elevado poder tampão deste solo. Mas, ao contrário do que se verificou com a aplicação de BDFN, o BDFE produziu uma ligeira alcalinização no solo, o que poderá estar em consonância com a menor decomposição do CO ocorrida no solo quando se incorpora BDFE, em relação ao bagaço natural. Relativamente ao solo CAL, todos os tratamentos conduziram a aumentos significativos do valor de pH, no primeiro e segundo ano. Os aumentos absolutos foram superiores no primeiro ano em relação ao segundo (0.68 e 0.32, respectivamente).

V.1.2.8. CONDUTIVIDADE ELÉCTRICA

No caso do solo LUC, no primeiro ano não se verificaram quaisquer diferenças significativas do valor da CE, nos diferentes tratamentos, em relação ao controlo (Tabela 5.1.4). No segundo ano, apenas os tratamentos com as duas doses mais elevadas produziram incrementos significativos no valor da CE do solo (0.15 dSm^{-1}), em relação ao controlo. No solo CAL, em nenhum dos anos se produziram diferenças significativas entre o valor da CE dos solos tratados e do solo controlo. Desta forma, constata-se que o BDFE teve um efeito mais reduzido sobre a CE dos solos do que o BDFN, o que se justifica dada a menor mineralização registada para o BDFE.

V.1.2.9. ESTABILIDADE ESTRUTURAL

A aplicação de BDFE aumentou significativamente a estabilidade estrutural (EA), de uma forma semelhante em ambos os solos, como se observa na Tabela 5.1.4. No primeiro ano, a aplicação das duas doses mais elevadas do resíduo conduziu a aumentos significativos do valor da EA, relativamente ao controlo, no solo LUC. No segundo ano do ensaio, todos os tratamentos conduziram a aumentos significativos da EA neste solo, tendo as doses 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹ produzido aumentos significativamente superiores ao controlo e à dose 5 Mg ha⁻¹. No solo CAL e no primeiro ano, observaram-se aumentos significativos, em relação ao controlo, nos três tratamentos com a aplicação da dose mais elevada e, no segundo ano, todos os tratamentos produziram aumentos significativos na percentagem de agregados estáveis, tendo os dois tratamentos em que se usaram doses mais elevadas de BDFE sido significativamente superiores aos restantes (Tabela 5.1.4). Em termos relativos, contudo, registou-se um efeito mais acentuado na EA dos agregados do solo CAL, como se pode observar na Figura 5.1.9.

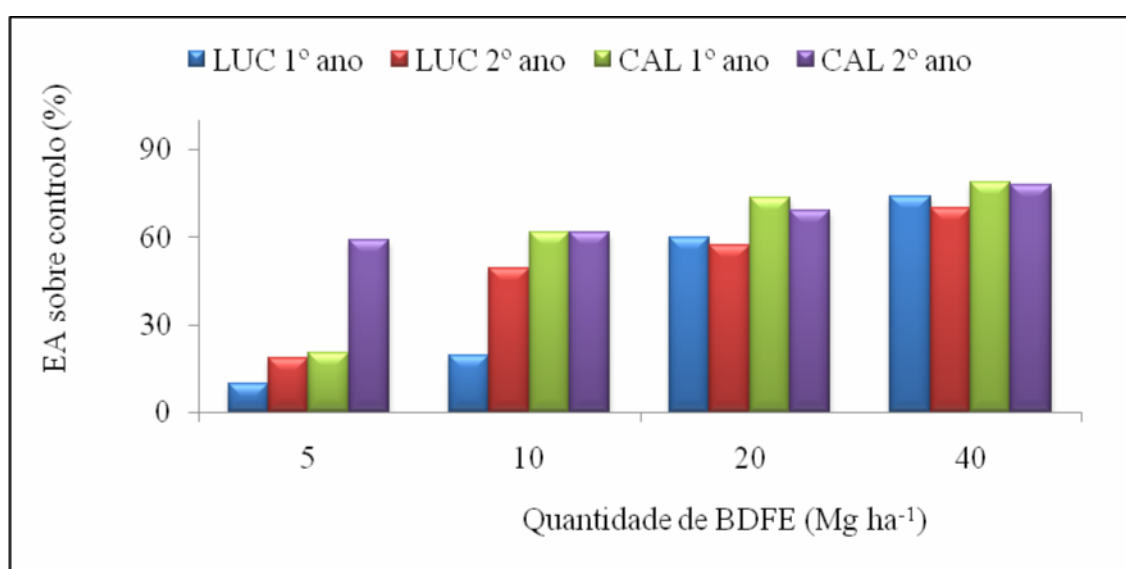


Figura 5.1.9 – Efeito relativo da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a estabilidade dos agregados (EA) dos solos durante os dois anos de ensaio.

V.1.3. EFEITOS DA APLICAÇÃO DE BAGAÇO DE DUAS FASES NATURAL (BDFN) SOBRE A CULTURA DE TRIGO

Os resultados relativos à produção de trigo serão apresentados e discutidos, primeiramente em termos quantitativos, analisando-se a produção de grão e de palha. Posteriormente, apresentam-se e discutem-se os resultados relativos às extracções de nutrientes das amostras de grão e palha de trigo.

V.1.3.1. EFEITOS SOBRE A PRODUÇÃO DE GRÃO E DE PALHA DE TRIGO

Na Tabela 5.1.5 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à produção de grão e de palha de trigo, nos solos LUC e CAL, tratados com as diferentes doses de aplicação de BDFN, durante os dois anos do ensaio de estufa.

Tabela 5.1.5 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) sobre a produção de grão e de palha do trigo (g vaso^{-1})

Produção	Quantidade de BDFN (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
Grão	9.11a	9.87a	9.68a	9.70a	8.14a	17.9a	19.2b	19.3ab	19.9ab	22.2b
Palha	25.0a	19.5b	19.2b	19.1b	15.0c	19.6a	33.5b	34.3bc	35.1bc	36.4c
Solo CAL										
Grão	6.27a	9.27a	9.00a	7.81a	6.01a	4.33a	8.18b	8.34b	11.89c	12.94c
Palha	30.7a	19.5b	18.1c	16.6d	11.7e	17.4a	28.1b	30.0c	32.0d	35.3e

Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

A produção de grão apresenta-se como um dos principais resultados deste ensaio, uma vez que o grão é de entre os produtos obtidos aquele que tem maior valor económico, e desta forma mais interessa considerar a quantos se dedicam a esta produção. Da análise dos resultados apresentados na Tabela 5.1.5, constatou-se que, no primeiro ano do estudo, a produção de grão aumentou com a aplicação das diferentes doses de BDFN, excepto com a dose mais elevada cuja produção foi inferior à do controlo, embora estas diferenças não tenham sido significativas relativamente ao controlo. No solo CAL, observaram-se aumentos na produção com as duas doses de BDFN mais baixas, mas os resultados também não foram significativos relativamente ao controlo. Neste solo, a dose de aplicação mais elevada de BDFN também conduziu a uma produção, não significativa, inferior à do controlo (Figura 5.1.10).

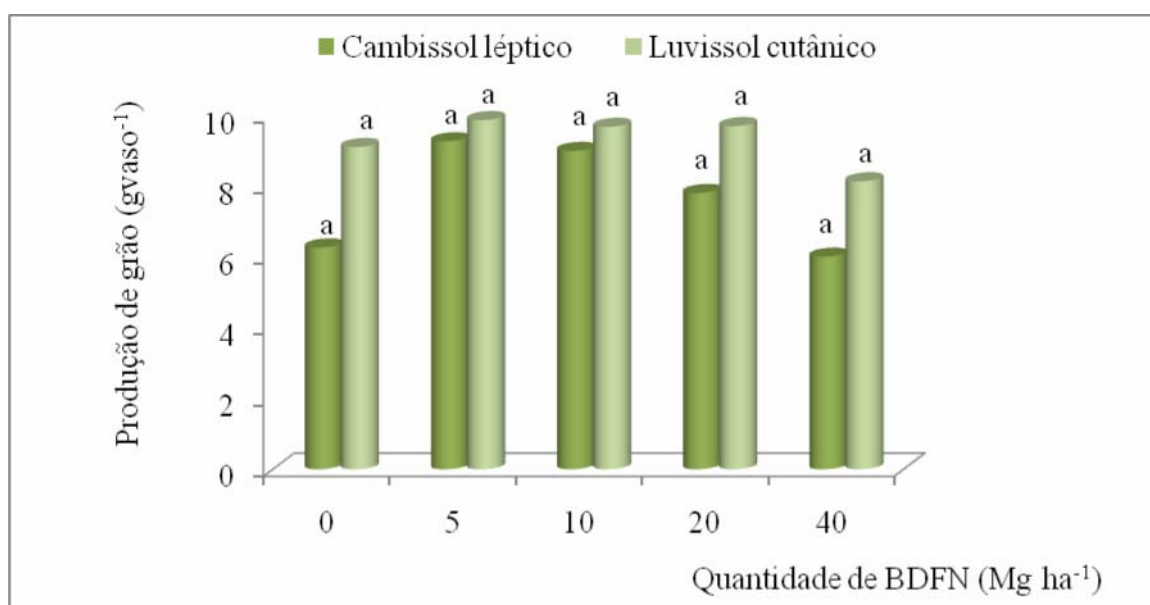


Figura 5.1.10 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de grão de trigo durante o primeiro ano de ensaio. Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Em relação à produção de palha, e ainda no primeiro ano de estudo, os resultados foram mais desfavoráveis, registrando-se decréscimos significativos com qualquer uma das doses de BDFN aplicadas tanto no solo LUC, como no solo CAL, apesar de este efeito ter sido mais acentuado no solo CAL. (Figura 5.1.11).

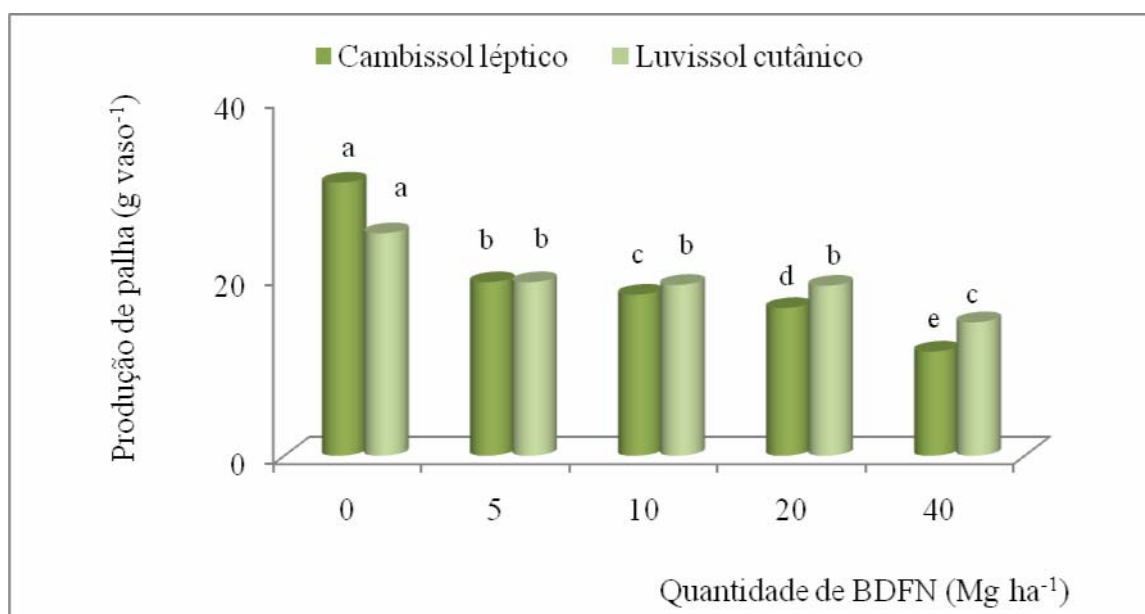


Figura 5.1.11 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de palha de trigo durante o primeiro ano de ensaio. Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Atendendo à maior disponibilidade de nutrientes (à exceção do fósforo) que a aplicação do BDFN provocou, tanto no solo LUC como no solo CAL assim como às melhorias nas condições gerais para o desenvolvimento das plantas, como o aumento dos teores de matéria orgânica e pH (no solo CAL), conforme apresentado no capítulo anterior (Tabelas 5.1.1 e 5.1.2), seria de esperar um efeito mais notório sobre a produção da cultura. Estes resultados, especialmente os decréscimos registados na produção da palha, sugerem um efeito inibidor do BDFN sobre o desenvolvimento da cultura, o que não é de estranhar já que este resíduo contém concentrações relativamente elevadas de fenóis e outras substâncias tóxicas (Albuquerque et al., 2004; Sampedro et

al., 2007). Resultados de investigações anteriores, sobre a aplicação directa nos solos de resíduos de lagares, haviam já sugerido a possibilidade de ocorrência deste tipo de inibição do desenvolvimento das culturas.

Comparando os dois solos em análise, constatou-se que o solo LUC apresentou valores médios de produção de grão e da palha superiores ao solo CAL (com excepção da produção de palha no controlo), o que se deve ao maior potencial produtivo do primeiro solo. Contudo, na modalidade com aplicação da dose mais elevada de BDFN, a diminuição relativa da produção de grão foi superior no solo LUC, do que no solo CAL (10.6 e 4.1%, respectivamente). Relativamente aos decréscimos significativos da produção de palha, esse efeito foi mais notório nas unidades experimentais do solo CAL. Neste solo, os decréscimos de produção registados foram significativos entre cada uma das doses crescentes de resíduos aplicados, observando-se uma tendência de variação inversa entre a produção de palha e a quantidade de BDFN aplicada. A anterior apresentação dos resultados na Figura 5.1.11 permite uma observação gráfica deste comportamento. As diminuições relativas ao controlo da produção de palha, para a dose de aplicação do resíduo mais elevada, foram superiores no solo CAL, ao contrário do que se havia observado na produção do grão. Assim, para a dose de 40 Mg ha⁻¹ de BDFN, a produção de palha no solo CAL foi 61.9% inferior à produção do controlo, enquanto a diminuição correspondente no solo LUC foi de 40%.

O paradoxo entre as excelentes propriedades fertilizantes dos resíduos de lagares e o seu possível efeito fitotóxico foi motivo de alargadas experiências sobre a utilização directa de águas ruças procedentes quer do clássico sistema de prensa, quer dos mais modernos sistemas de centrifugação de três fases, como fertilizante orgânico dos solos. Como se viu anteriormente, estes sistemas, principalmente o de centrifugação, continuam a ter uma utilização expressiva em muitos países produtores de azeite, sendo comum encontrar publicações sobre a avaliação do potencial uso directo de águas ruças como fertilizante do solo. Os resultados obtidos nos diversos trabalhos são, de uma forma geral, consensuais em relação à utilização destes resíduos como fertilizantes, pois apesar de alguns efeitos iniciais de inibição no desenvolvimento das plantas, este efeito é temporário e as plantas conseguem recuperar, obtendo-se produções iguais ou superiores às dos solos controlo. De seguida, referem-se alguns desses trabalhos.

O trabalho publicado por Rinaldi et al. (2003), resultante de um ensaio realizado para testar o efeito da aplicação directa de águas ruças sobre uma cultura de trigo duro, reportou que apesar do aparecimento de algumas necroses nas folhas e uma redução da emissão de estames secundários, a cultura revelou boa capacidade de recuperação, não se observando influência sobre a acumulação de matéria seca na plantas, nem diferenças significativas na produção, quer de grão quer de palha, em relação ao controlo. As águas ruças foram aplicadas na fase vegetativa da cultura, durante três anos consecutivos, a uma taxa de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Uma técnica comumente utilizada para avaliar a fitotoxicidade dos resíduos é o teste de germinação de sementes. Piotrowska et al. (2006) usaram sementes de tomate para avaliar a fitotoxicidade residual de solos tratados com águas ruças, em comparação com solos não tratados. Os resultados revelaram que a fitotoxicidade do solo aumentou marcadamente ($> 80\%$) logo após a adição da maior dose do resíduo, 80 Mg ha^{-1} , detectada pelo acentuado declínio na capacidade germinativa destas sementes. Contudo, após 42 dias de incubação, o solo recuperou completamente a sua capacidade germinativa, observando-se uma fitotoxicidade correspondente à inibição de germinação de apenas 30% das sementes em análise, nos solos tratados com a dose de resíduo mais elevada. Mas os resultados alcançados por Perez et al. (1986) haviam sido menos animadores. Os investigadores testaram três tipos de águas ruças (água ruça natural, água ruça desionizada e água ruça cuja matéria orgânica fora removida), em diferentes concentrações. Os resultados indicaram um efeito inibidor generalizado na germinação das sementes e no desenvolvimento inicial das plantas, após qualquer um dos tratamentos. O resíduo natural, contudo, revelou o efeito mais depressivo, seguido do resíduo desionizado e por último o resíduo sem a matéria orgânica. Em relação às culturas ensaiadas, a cevada mostrou-se menos sensível aos efeitos fitotóxicos, enquanto o tomate foi a espécie mais afectada. Outras espécies vegetais, como o azevem (*Lolium multiflorum*), a ervilha (*Pisum sativum*), o feijão (*Phaseolus vulgaris*) e rabanete (*Raphanus sativus*), revelaram uma sensibilidade intermédia. O âmbito deste trabalho foi a avaliação do efeito dos resíduos na germinação das sementes e desenvolvimento inicial das plantas, pelo que não foi feita qualquer referência à possível recuperação posterior das culturas.

Rouina et al. (1999), por sua vez, experimentaram diferentes taxas de aplicação de água ruça natural, no desenvolvimento de oliveiras jovens, através da irrigação com 0, 2, 4, 6 e 8 L vaso⁻¹, num ensaio com a duração de dois anos. No primeiro ano, os resíduos foram aplicados após a plantação das oliveiras e a maioria das árvores tratadas com doses superiores aos 4 L vaso⁻¹ morreu. Contudo, no ano seguinte, a irrigação com os resíduos foi interrompida dois meses antes da plantação das árvores, alcançando-se uma taxa de mortalidade nula, mesmo nos vasos tratados com as doses mais elevadas do resíduo. Os resultados deste trabalho demonstraram a ocorrência de um efeito tóxico das águas ruças sobre o desenvolvimento das plantas, apesar desse efeito pode ser temporário, permitindo uma posterior recuperação das culturas. Estes resultados sugerem que o efeito residual do BDFN aplicado no primeiro ano do ensaio de estufa do presente trabalho, afectaria de forma diferente o desenvolvimento da cultura no ano seguinte.

De facto, voltando aos resultados do nosso ensaio, apresentados na Tabela 5.1.5, constata-se que o efeito residual da aplicação dos resíduos (segundo ano) foi bastante favorável à produção de grão e de palha de trigo. Como se pode observar, verificaram-se aumentos significativos destes parâmetros para qualquer uma das quantidades de aplicação dos resíduos, em ambos os solos. No solo CAL as duas doses mais elevadas de BDFN, 20 e 40 Mg ha⁻¹, produziram inclusivamente aumentos na produção de grão significativamente superiores às doses de 5 e 10 Mg ha⁻¹. Ainda neste solo, a produção de palha aumentou significativamente com o aumento da quantidade de resíduos aplicada, em relação ao controlo. No solo LUC, também no segundo ano do ensaio, todos os tratamentos produziram aumentos significativos na produção de grão e de palha, relativamente ao controlo. As duas doses de resíduos mais elevadas produziram ainda mais grão do que qualquer um dos demais tratamentos.

Verificou-se assim um efeito positivo da aplicação dos resíduos no ano anterior no que respeita à produção da cultura, o que evidencia que os efeitos tóxicos dos resíduos, inibidores do desenvolvimento das plantas, foram minorados, ou mesmo eliminados, um ano após a sua aplicação. Para enfatizar a diferença entre o efeito da aplicação dos resíduos sobre o desenvolvimento da cultura no primeiro ano do ensaio e o efeito residual dessa aplicação, no segundo ano, apresentam-se as Figuras 5.1.12 e 5.1.13 que

contemplam a representação gráfica dos resultados da produção de grão e de palha, respectivamente, nos solos LUC e CAL, nos dois anos do ensaio. Como se pode observar na Figura 5.1.12, a produção de grão no segundo ano do ensaio sofreu uma recuperação nas unidades correspondentes aos tratamentos com as doses mais elevadas, em ambos os solos, em relação ao primeiro ano.

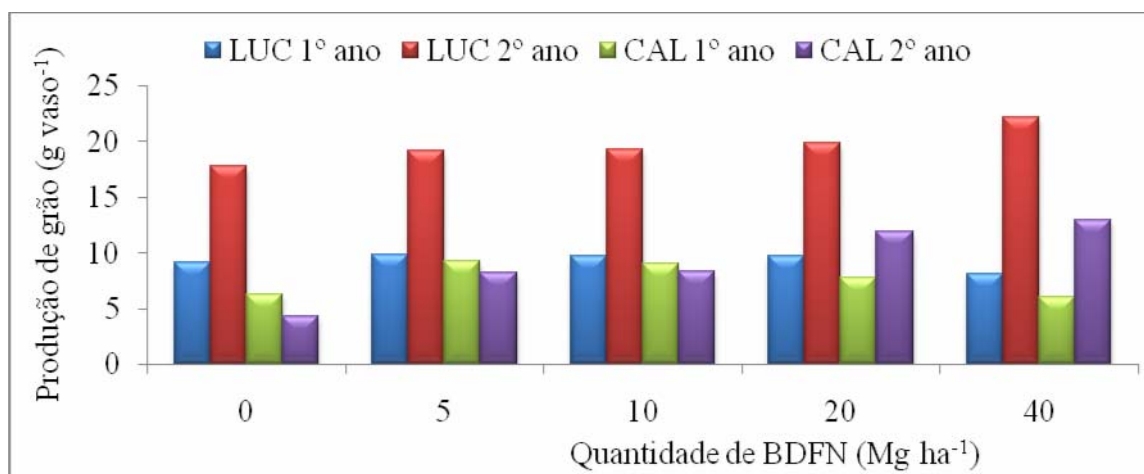


Figura 5.1.12 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

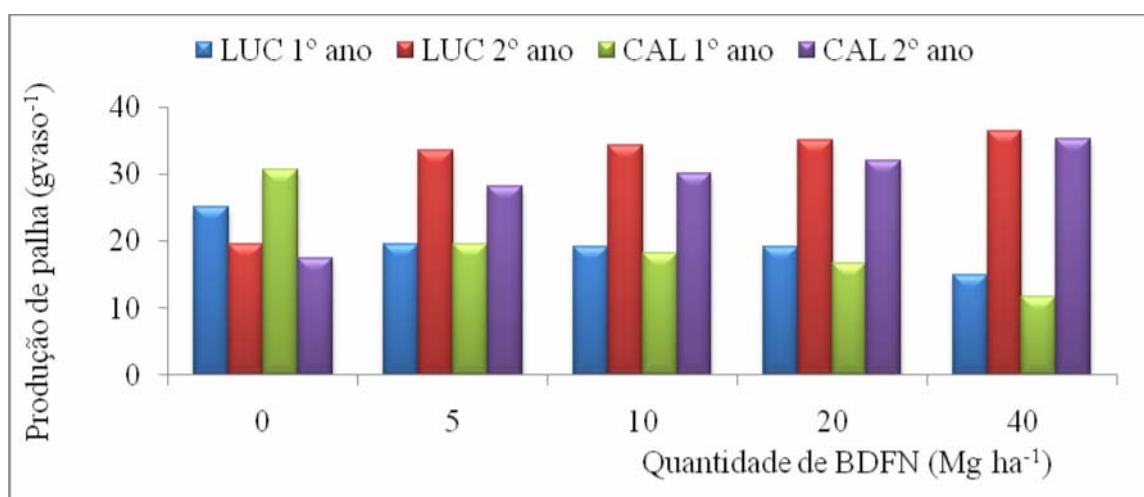


Figura 5.1.13 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

Comparando os resultados entre os dois solos, em relação à produção de grão, apesar das produções absolutas terem sido superiores no solo LUC, em relação ao solo CAL, em termos relativos os aumentos foram muito superiores neste último solo, o que evidencia um efeito mais espectacular dos tratamentos no solo com as condições iniciais para o desenvolvimento cultural mais precárias. Em relação ao controlo, o aumento relativo da produção de grão no solo LUC, tratado com a dose de resíduo mais elevada, foi de 24%, mas no solo CAL este aumento foi de 198% (Figura 5.1.14).

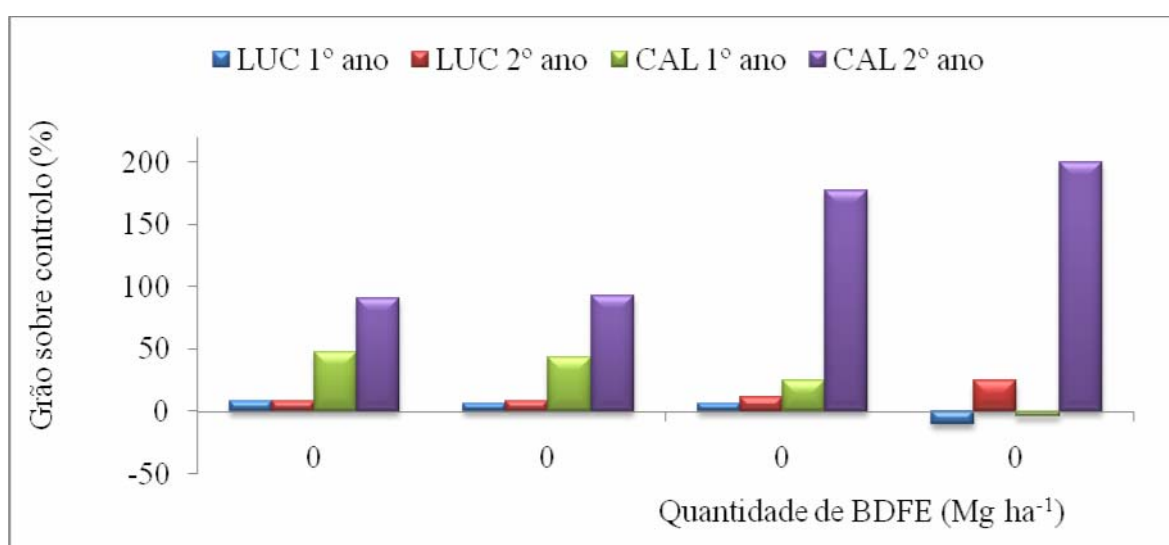
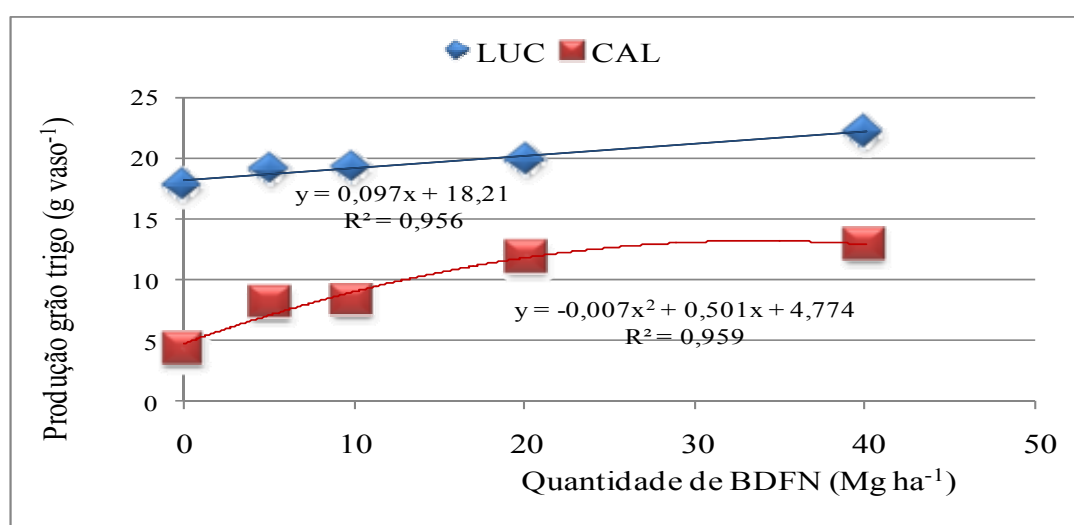


Figura 5.1.14 – Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a produção de grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

Em relação à palha, apesar de os aumentos absolutos da produção de palha para a quantidade de resíduo mais elevada terem sido muito semelhantes nos dois solos (16.8 e 17.9 g vaso⁻¹, nos solos LUC e CAL, respectivamente), o aumento relativo correspondente foi superior no solo CAL, em relação ao solo LUC (103 e 86%, respectivamente). Reconhece-se assim que o efeito residual dos tratamentos com BDFN foi mais efectivo na produção de grão e de palha no solo CAL, o que vem comprovar os efeitos positivos e notórios dos tratamentos realizados, observados nas propriedades químicas deste solo.

Uma avaliação das regressões entre as quantidades de BDFN aplicadas e as produções de grão e de palha, correspondentes ao segundo ano do ensaio, revelaram relações significativas entre estes parâmetros, corroborando o efeito residual favorável dos tratamentos sobre a produção da cultura. Em relação à produção de grão correspondente ao efeito residual dos tratamentos, obtiveram-se para os solos LUC e CAL, a regressão linear ($r^2 = 0.956$, $p < 0.01$) e a regressão quadrática ($r^2 = 0.959$, $p < 0.01$), respectivamente, apresentadas na Figura 5.1.15.



Fi

gura 5.1.15 - Efeito residual da produção de grão nos solos tratados com bagaço duas fases natural (BDFN).

Perante estes resultados, foi possível perceber que a aplicação de BDFN exerceu um efeito residual positivo sobre a produção de palha e de grão do trigo, permitindo concluir que terá ocorrido a biodegradação dos resíduos no solo e que os componentes orgânicos fitotóxicos se terão transformado em substâncias inócuas. Assim, à semelhança dos trabalhos de outros investigadores, também neste caso se verifica um efeito positivo da aplicação dos resíduos sobre a produção da cultura, uma vez eliminados os efeitos fitotóxicos dos resíduos, para as quantidades utilizadas.

Resultados semelhantes foram obtidos por Brunetti et al. (2005) que aplicaram diferentes doses de bagaço seco e bagaço seco-extractado num solo, oito meses antes da

sementeira de trigo. O tratamento dos solos produziu aumentos significativos na produção de grão. A produção de palha também sofreu aumentos com os tratamentos, embora não tenham sido significativos. Posteriormente Brunetti et al. (2007) trataram um solo com diferentes taxas de águas ruças tratadas e não tratadas, oito meses antes da sementeira, e obtiveram aumentos significativos na produção total de palha e grão de trigo, com ambos os tratamentos, em relação ao controle.

Montemurro et al. (2004) haviam realizado um ensaio semelhante, comparando o efeito de águas ruças tratadas e não tratadas sobre o desenvolvimento de azevem. Os resultados indicaram que a dose de aplicação mais elevada do resíduo fresco incrementou o crescimento em 18.2%, no primeiro ano e 41.1%, no segundo ano, em relação ao controle, sugerindo a possível utilização deste resíduo como fertilizante para esta cultura. O conteúdo de azoto do resíduo terá sido usado para o desenvolvimento da cultura, promovendo a absorção destes nutrientes pelas plantas e a consequente acumulação de matéria seca. Nastri et al. (2006), por exemplo, investigaram o efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e extractado (BDFE) submetidos a diferentes processos de fermentação. Os investigadores adicionaram ureia e fosfato dissódio durante os processos de bio-transformação para compensar as deficiências de azoto e fósforo do resíduo. Os resultados revelaram que apenas a dose de 70 Mg ha⁻¹ de BDFN atrasou, mas não inibiu, a germinação das sementes e afectou negativamente a sua emergência. Note-se, contudo, que esta quantidade tão elevada nunca é usada na cultura de trigo. Os outros tratamentos, pelo contrário promoveram um aumento significativo no crescimento das plantas, detectando-se um efeito estimulante por parte destes resíduos. Assim, segundo os investigadores, às taxas de azoto normalmente usadas na cultura de trigo, os três resíduos não exerceram qualquer efeito relevante na germinação das sementes e na sua emergência. Pelo contrário, os efeitos fitotóxicos diminuíram quando estes materiais foram incorporados no solo.

A utilização de azoto adicional ao BDFN, reportada no trabalho de Nastri et al. (2006) poderá levantar dúvidas quanto ao efeito da utilização do resíduo sem este suplemento. O trabalho publicado posteriormente por Albuquerque et al. (2007) demonstra, contudo, que o tratamento dos solos com BDFN, sem suplemento de azoto, também produz incrementos no desenvolvimento das culturas. Estes investigadores

compararam o efeito do tratamento dos solo com composto de BDFN, com e sem suplemento de azoto, sobre o desenvolvimento de azevem. Os resultados revelaram aumentos na produção das plantas, no primeiro e terceiro cortes, para todos os tratamentos, indicando um efeito benéfico na produção da cultura, apesar da adição da fertilização azotada ter melhorado claramente a produtividade do solo, devido à reduzida disponibilidade deste nutriente no composto. Os investigadores não detectaram qualquer efeito negativo na produção em resultado dos tratamentos efectuados. Estes resultados vieram ao encontro de um outro trabalho publicado anteriormente pelos mesmos autores. Albuquerque et al. (2006) comparam o efeito de composto de BDFN, estrume animal e composto de águas de depuração (lamas de ETAR) sobre a cultura de pimento, num ensaio de estufa. Durante o ensaio não observaram quaisquer evidências de efeitos adversos no desenvolvimento das plantas ou sintomas de fitotoxicidade nos vasos tratados com o composto de BDFN. As produções nos solos tratados com os diferentes resíduos foram elevadas e semelhantes entre si, em relação ao controlo, apesar de não se observarem diferenças significativas.

Por último, refere-se o trabalho de Kholer et al. (2008). Estes investigadores também não detectaram quaisquer efeitos negativos no desenvolvimento das plantas cultivadas nos solos tratados com a matéria orgânica dissolvida, extraída do composto de BDFN, mesmo com a maior dose de aplicação do resíduo (300 mg C kg^{-1}). Para os investigadores, estes resultados corroboraram a adequação destes materiais para utilização agrícola e demonstraram a eficiência do processo de compostagem na eliminação ou redução dos potenciais compostos fitotóxicos do BDFN. Explicam que a maior parte dos ácidos fenólicos começam a manifestar a sua fitotoxicidade nas plantas de alface e soja a concentrações de 60 mg de conteúdo fenólico por kg de solo e que a dose mais elevada do resíduo usado, corresponde a uma aplicação de 55 mg kg^{-1} de compostos fenólicos, não terá sido suficiente para inibir o crescimento das plantas. Em relação ao efeito residual de tratamentos com composto de BDFN, sobre a produção das culturas, faz-se referência ao trabalho apresentado por Madejón et al. (2001). Estes autores reportam produções superiores nos tratamentos com os compostos orgânicos, em relação aos tratamentos minerais e ao controlo no terceiro ano do ensaio, conduzido para avaliar o efeito residual dos tratamentos realizados nos dois anos anteriores. Contudo, apenas o composto de BDFN produziu aumentos significativos na produção

da cultura. Os autores explicaram estes resultados com base nas diferentes taxas de mineralização de N dos diferentes compostos orgânicos, sendo que o composto de BDFN apresenta a taxa de mineralização mais baixa e que a sua aplicação no solo causa imobilização de N durante um período de tempo.

Voltando ao nosso trabalho, uma análise de regressão simples revelou que a produção de grão, no segundo ano do ensaio, se correlacionou positiva e muito significativamente ($p < 0.01$) com a EA e significativamente ($p < 0.05$) com o teor de COT e NT, no solo LUC. No solo CAL a produção de grão correlacionou-se muito significativamente com o teor de COT e significativamente com o pH, NT e EA (Tabela 5.1.6).

Tabela 5.1.6 – Coeficientes de correlação (r) e nível de significância das variáveis produção de grão e propriedades dos solos em análise

	Produção grão	
	LUC	CAL
COT	0.859*	0.982**
NT	0.873*	0.870*
CTC	0.771	0.832
P*	-0.658	-0.414
K*	0.794	0.842
pH	-0.661	0.947*
EA	0.983**	0.877*

COT – carbono orgânico total; NT – azoto total; CTC – capacidade de troca catiónica; EA – estabilidade dos agregados. *Fósforo e potássio assimiláveis. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente.

V.1.3.2. EFEITOS SOBRE A EXTRACÇÃO DE NUTRIENTES DO GRÃO

Os resultados relativos ao efeito da aplicação das doses crescentes de BDFN sobre o estado nutritivo da cultura de trigo foram avaliados através da extracção de nutrientes de grão e de palha e apresentam-se na Tabela 5.1.7.

Tabela 5.1.7 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) do grão (mg vaso⁻¹)

Extracção	Quantidade de BDFN (Mg ha ⁻¹)									
	Primeiro ano					Segundo ano				
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
Solo LUC										
N	266a	279a	284a	281a	218b	424a	455ab	461a	471ab	506b
P	28.5a	33.1a	34.9a	34.6a	27.3a	64.4a	53.7c	45.7cd	42.2c	52.7cb
K	54.4a	62.7a	62.6a	63.4a	57.3a	71.4a	57.5b	55.5b	61.5b	60.3b
Solo CAL										
N	211a	237a	240a	237a	168a	137a	211b	257b	352c	375c
P	25.7ab	29.5ab	31.7a	28.3ab	23.3b	15.7a	26.9b	28.5b	41.1c	44.6c
K	26.2a	35.8a	36.9a	33.5a	29.8a	17.3a	32.3b	30.1bc	40.6cd	45.5d

Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Para facilitar a visualização destes resultados, a extracção de cada nutriente, pelas respectivas amostras de grão, será apresentada individualmente na forma gráfica e em pontos separados deste sub-capítulo. Os resultados do primeiro ano revelam o efeito de aplicação dos resíduos e os resultados do segundo ano, revelam o efeito residual dessas aplicações.

De uma forma geral, e como seria de esperar após observação do efeito inibidor dos resíduos sobre o desenvolvimento da cultura, revelado pela produção de grão e de palha, no primeiro ano do ensaio, os tratamentos não conduziram a aumentos significativos na extracção ou no conteúdo dos nutrientes analisados, em qualquer um dos solos. O teor de azoto do grão sofreu inclusivamente diminuições significativas no solo LUC, em relação às amostras controlo. No segundo ano do ensaio, as amostras do solo LUC evidenciaram de uma forma geral, decréscimos na extracção e conteúdo do grão nos nutrientes analisados, com excepção do azoto. As amostras do solo CAL, pelo contrário, revelaram uma resposta favorável ao efeito residual da aplicação do BDFN no ano anterior, observando-se aumentos na extracção dos nutrientes.

V.1.3.2.1. AZOTO

Na Tabela 5.1.7 pode observar-se, no primeiro ano do ensaio, e no solo LUC, que a extracção de azoto pelo grão aumentou nas unidades experimentais sujeitas aos tratamentos 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹. Esses aumentos, contudo, não foram estatisticamente significativos em relação ao controlo. Pelo contrário, o tratamento com a quantidade de BDFN mais elevada (40 Mg ha⁻¹) produziu uma diminuição significativa na extracção de azoto por parte do grão. Em relação ao solo CAL, também no primeiro ano do estudo, os resultados foram semelhantes aos do solo LUC. À semelhança do que se observou no solo LUC, a dose mais elevada de BDFN (40 Mg ha⁻¹) produziu um decréscimo na extracção de azoto pelo grão, embora esta diminuição não tenha sido estatisticamente significativa (a diferença de produção do grão para este tratamento, em relação ao controlo, foi muito reduzida).

A extracção de nutrientes pelas plantas é uma forma razoável de avaliar a disponibilidade dos nutrientes contidos no solo (Mozaffary et al., 2000). No entanto, a diminuição verificada na extracção de N pelo grão, nos solos LUC e CAL, no ano de aplicação do resíduo, não poderá ser atribuída à indisponibilidade deste nutriente no solo. Conforme demonstrado pelos resultados no capítulo anterior (Tabela 5.1.1), todos os tratamentos com BDFN conduziram a aumentos significativos na concentração de N nítrico dos solos. Possivelmente, o efeito inibidor do BDFN sobre o desenvolvimento da cultura, sugerido aquando da apreciação dos resultados sobre a produção de grão e de

palha, terá exercido também uma influência negativa na extracção do azoto, principalmente para a quantidade de BDFN mais elevada.

De facto, num ensaio em que foram aplicados 20 Mg ha^{-1} de composto de BDFN, Albuquerque et al. (2006) reportaram aumentos significativos na concentração de azoto nas plantas de pimento, o que evidencia que a extracção deste nutriente não foi afectada pela aplicação do resíduo. Os autores sublinharam que durante o ensaio não se observaram evidências de efeitos adversos ao desenvolvimento das plantas ou sintomas de fitotoxicidade, confirmando a eficiência da compostagem a que o BDFN foi submetido. Estes resultados diferem daqueles obtidos no nosso ensaio o que se poderá explicar tanto pelo facto de o BDFN, no ensaio de Albuquerque et al. (2006) ter sido submetido a um processo de compostagem, como pelo facto de a quantidade de composto utilizada ter sido inferior à quantidade máxima de BDFN utilizada neste ensaio.

Mas, num trabalho posterior, Albuquerque et al. (2007) utilizaram quantidades superiores de composto de BDFN num solo e não observaram diminuições na concentração do azoto foliar, em relação ao controlo. Neste ensaio os investigadores compraram o efeito do tratamento de um solo com 0, 40 e 80 Mg ha^{-1} de composto de BDFN (C0, C1 e C2, respectivamente) e o efeito dos mesmos tratamentos com uma fertilização suplementar de $60 \text{ kg de N ha}^{-1}$ azoto (resultando nas combinações C0N0, C1N0, C2N0, C0N1, C1N1, e C2N1) sobre o desenvolvimento de azevem. Tal como esperavam, os tratamentos com fertilização azotada deram origem à concentração de azoto foliar mais elevada, principalmente no segundo corte. Contudo, no primeiro corte, entre os tratamentos sem suplemento de azoto, o tratamento C2N0 resultou na concentração mais elevada deste nutriente, significativamente superior ao tratamento C0N0 e, inclusivamente, sem diferenças significativas em relação aos tratamentos C1N1 e C2N1. No segundo e terceiro cortes, os tratamentos sem suplemento de azoto não conduziram a diferenças significativas na concentração de azoto foliar do azevem, em relação a C0N0 (controlo). Deste trabalho, destaca-se a elevada quantidade de composto utilizada, em relação à quantidade máxima da utilização directa de BDFN no nosso ensaio. A dose mais elevada do primeiro trabalho (80 Mg ha^{-1}) representa o dobro da quantidade mais elevada do nosso ensaio e, ainda assim, não foi referido pelos

investigadores qualquer desenvolvimento menos normal da cultura, sugerindo, à semelhança do que foi comentado sobre o trabalho de Albuquerque et al. (2006), que o processo de compostagem tenha reduzido o possível efeito fitotóxico do BDFN.

Os resultados do ensaio Albuquerque et al. (2007) ilibam a hipótese de a quantidade máxima de aplicação de BDFN do nosso trabalho ter sido responsável pelo decréscimo significativo da extracção de azoto pelo grão. Assim sendo, a diferença de resultados poderá atribuir-se, entre outros possíveis factores, ao facto de aplicação de BDFN ter decorrido sem qualquer tratamento prévio do mesmo. De facto, Kholer et al. (2008), que utilizaram composto de BDFN na fertilização de um solo onde cultivaram luzerna, também reportaram aumentos significativos no conteúdo de azoto foliar no primeiro corte da luzerna (no segundo e terceiro cortes não observaram diferenças significativas deste parâmetro em relação ao controlo).

Voltando ao trabalho de Albuquerque et al. (2007), os autores atribuíram o escasso fornecimento de azoto pelo composto de BDFN, em oposição aos fertilizantes minerais usados, à lenta mineralização do azoto orgânico do composto. Ainda sobre este trabalho, faz-se referência aos resultados obtidos com o tratamento correspondente à dose mais elevada de composto em combinação com a fertilização azotada (C2N1). Curiosamente, este tratamento conduziu à concentração mais baixa azoto, no segundo e terceiro cortes, em comparação com os outros dois tratamentos com azoto (C0N1 e C1N1). Os autores relacionaram este resultado com a elevada competição microbiana pelo azoto disponível.

Voltando aos resultados apresentados na Tabela 5.1.7, verifica-se que no segundo ano do ensaio de estufa ocorreram aumentos significativos na extracção de azoto pelo grão, em ambos os solos tratados com o BDFN. Para a quantidade de resíduo mais elevada, estes aumentos representaram extracções 1.19 e 2.74 vezes superiores (solo LUC e CAL, respectivamente) às extracções das plantas cultivadas nos solos controlo. Madejón et al. (2001) também destacaram os efeitos residuais do composto de BDFN sobre a extracção de N pelas plantas. Após dois anos consecutivos de tratamentos do solo com esse composto, no terceiro ano os autores registaram aumentos significativos na extracção de azoto pela cultura, evidenciando o efeito residual das aplicações anteriores.

Nas amostras de grão do solo LUC, apesar de todos os tratamentos terem produzido aumentos na extracção de azoto, apenas se registaram aumentos significativos deste parâmetro nas unidades experimentais correspondentes à dose de resíduo mais elevada. Por sua vez, as amostras cultivadas no solo CAL evidenciaram aumentos significativos, em relação ao controlo, na extracção de azoto para qualquer um dos tratamentos. Mais uma vez se destacou o efeito espectacular dos tratamentos no solo com as condições de fertilidade menos favoráveis. Estes resultados permitiram também confirmar o aumento da disponibilidade de N inorgânico, em consequência dos tratamentos com BDFN, observados aquando da apresentação e discussão dos efeitos sobre o teor de azoto mineral dos solos (Tabela 5.1.1).

A comparação dos resultados entre os dois solos permitiu perceber que, em termos absolutos, a extracção de azoto foi superior nas amostras de grão cultivadas no solo LUC, para qualquer um dos tratamentos, tanto no primeiro como no segundo ano. Estes resultados são reveladores, não só da superior fertilidade química deste solo, como principalmente do aumento espectacular do teor de azoto inorgânico, ocorrido neste solo, em resultado do efeito residual da aplicação do BDFN (Tabela 5.1.1). No entanto, se atendermos aos aumentos relativos ao controlo, estes foram muito superiores nas amostras cultivadas no solo CAL. Assim, a extracção de azoto pelo grão das amostras cultivadas no solo LUC, para o tratamento 40 Mg ha⁻¹, sofreu um aumento de 19.3%, em relação ao controlo, enquanto no solo CAL, a mesma quantidade de aplicação de BDFN, produziu um aumento de 174% na extracção de azoto do grão, e a dose de 20 Mg ha⁻¹ produziu um aumento de 157% (Figura 5.1.16).

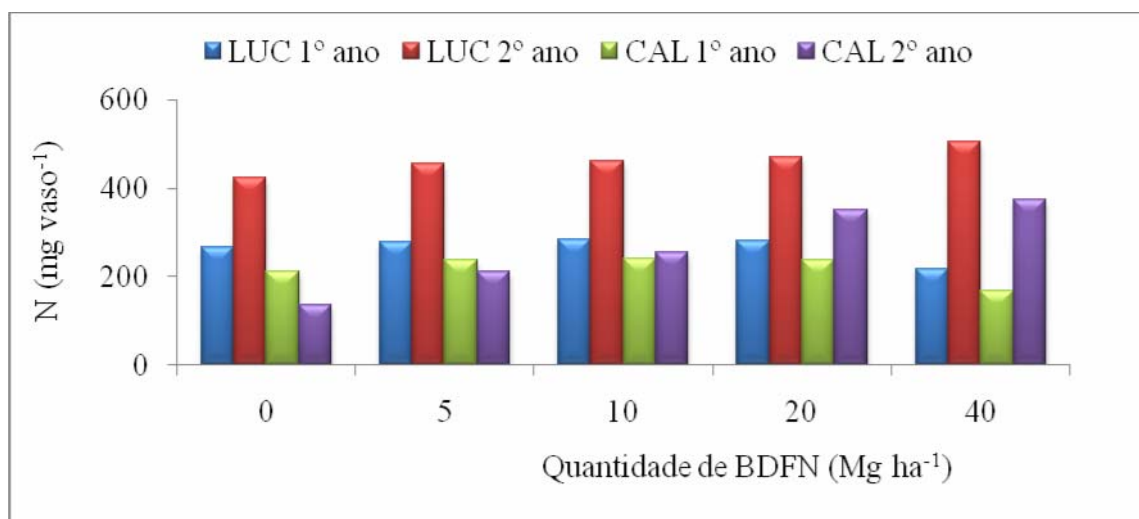


Figura 5.1.16 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

Estes resultados, em parte, podem explicar o menor aumento do teor de azoto inorgânico no solo CAL, em relação ao solo LUC, no segundo ano do ensaio (Tabela 5.1.1). Recordamos que o efeito residual da dose mais elevada de BDFN produziu aumentos deste parâmetro de 111.0 e 11.2%, nos solos LUC e CAL, respectivamente. Na discussão de resultados, atribuiu-se essa diferença à mineralização mais acentuada da matéria orgânica no solo LUC e à sua superior capacidade em adsorver os iões de amónio. No entanto, constata-se agora que a extracção do azoto orgânico pelo grão foi muito superior no solo CAL, podendo esta ser uma justificação complementar para a diferença observada no teor de azoto inorgânico dos solos. A Figura 5.1.17 permite visualizar as diferenças entre a extracção de N pelo grão, em relação ao controlo, das plantas cultivadas nos dois solos durante o segundo ano do ensaio.

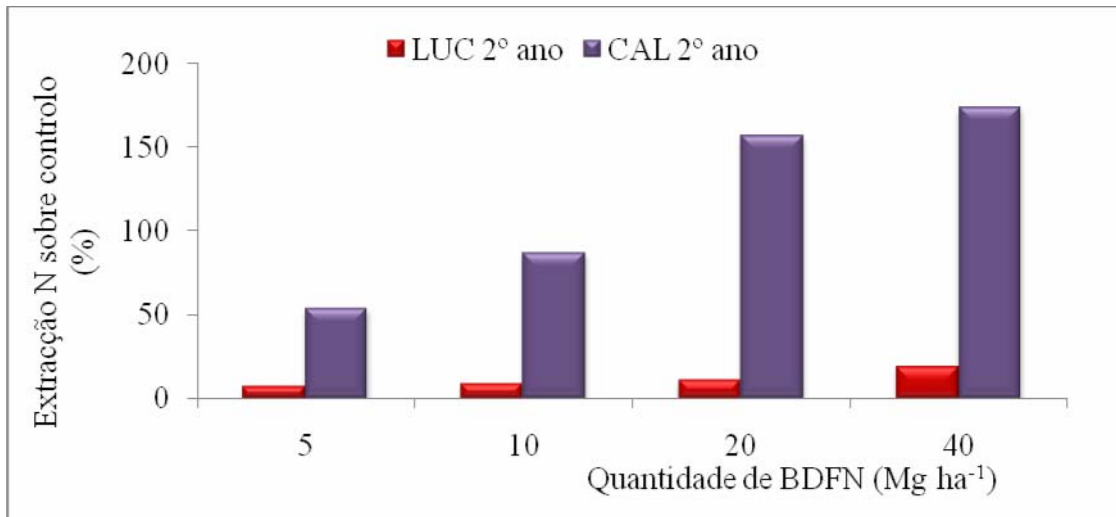


Figura 5.1.17 – Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N) pelo grão durante o segundo ano de ensaio.

A resposta ao efeito residual da aplicação de BDFN pela absorção do grão em azoto, revelou uma regressão linear para o solo LUC e uma relação quadrática para o solo CAL, conforme ilustrado na Figura 5.1.18.

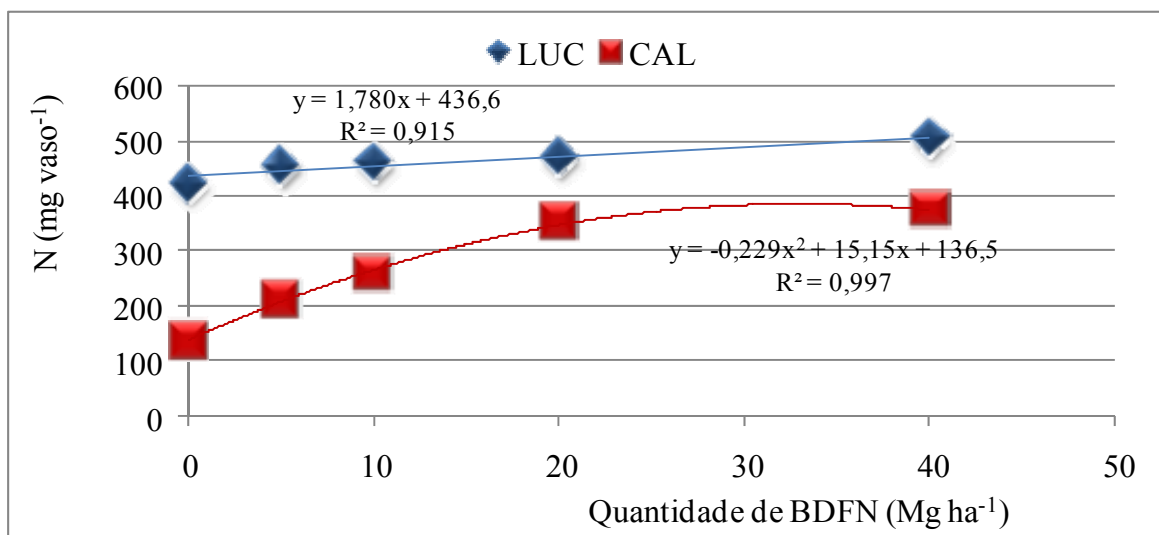


Figura 5.1.18 Efeito residual da extracção de azoto (N) pelo grão de trigo nos solos tratados com bagaço de duas fases natural (BDFN).

V.1.3.2.2. FÓSFORO

Observando a Tabela 5.1.7, verifica-se que no primeiro ano do ensaio não ocorreram diferenças significativas no teor de fósforo extraído pelo grão do trigo cultivado no solo LUC. As amostras cultivadas no solo CAL revelaram uma diminuição significativa no teor de fósforo extraído, relativamente ao controlo, para a maior dose de aplicação de BDFN. Estes resultados foram bastante interessantes perante a observação dos decréscimos significativos do teor de P disponível nos solos (Tabela 5.1.2), após os tratamentos com as diferentes doses de resíduos, pois indicam que esses decréscimos não prejudicaram significativamente a extracção de fósforo pelo grão. Por um lado, os resultados relativos à extracção de P pelo grão confirmam que os decréscimos observados na disponibilidade deste nutriente nos solos não se deveram à extracção pelo grão. Mas os resultados obtidos no segundo ano do ensaio, relativamente à extracção de P pelo grão, revelaram uma inversão em relação aos resultados do primeiro ano (Figura 5.1.19). Nas amostras do solo LUC registaram-se diminuições altamente significativas no teor de P extraído pelo grão e nas amostras do solo CAL não se observaram diferenças significativas entre os tratamentos no que diz respeito a este parâmetro.

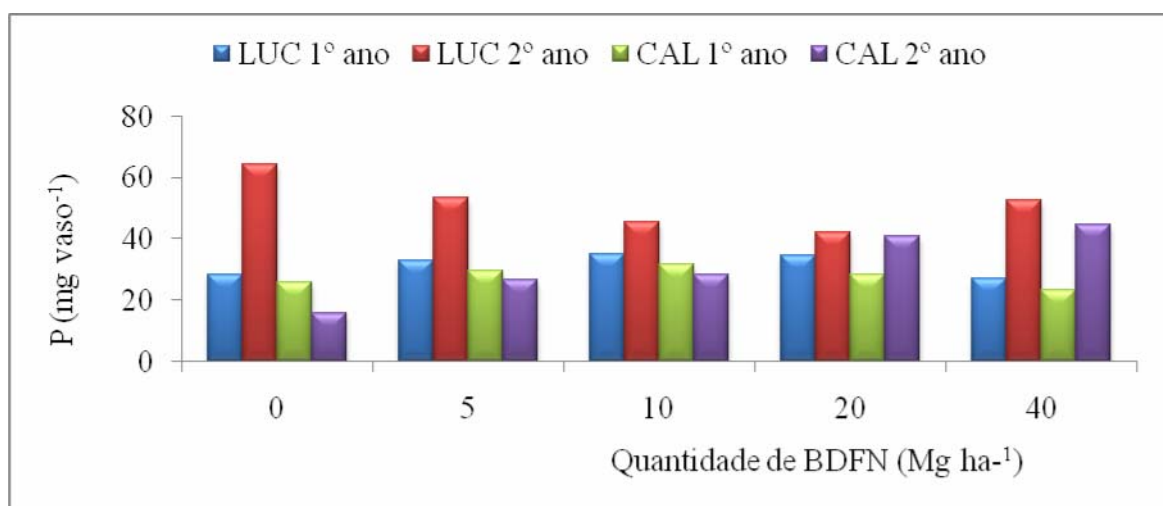


Figura 5.1.19 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de fósforo (P) pelo grão durante os dois anos de ensaio.

No solo LUC, em relação ao controlo, a extracção do grão em fósforo diminuiu 17%, nas unidades correspondentes ao tratamento com dose de 40 Mg ha⁻¹, e 29.0 e 34.4% com as doses de 10 e 20 Mg ha⁻¹, respectivamente. Esta redução permitiu confirmar a diminuição na disponibilidade de P observada nos solos tratados com o BDFN (Tabela 5.1.2). O efeito residual negativo sobre a extracção de fósforo, verificado neste solo, poderá ser atribuído, não só ao seu elevado teor em argila (logo, a uma maior capacidade de fixação de P), como também à imobilização do fósforo pela fracção húmica, reduzindo a sua disponibilidade para as plantas (López-Martínez et al., 2004).

Pelo contrário, apesar de também se terem registado decréscimos significativos na disponibilidade de fósforo no solo CAL (Tabela 5.1.2), a extracção do grão em fósforo aumentou 184%, para a quantidade de aplicação do resíduo mais elevada (Figura 5.1.18). Este resultado sugere que a diminuição de fósforo disponível neste solo se possa ter devido, em parte, a uma elevada extracção deste nutriente por parte das plantas. Estes resultados são consistentes com os do trabalho de Albuquerque et al. (2007) em que a aplicação de composto de BDFN promoveu o aumento de fósforo nas plantas de azevem. Contudo, os autores realçaram que, atendendo às características do solo, desfavoráveis para a disponibilidade de fósforo (nomeadamente o elevado conteúdo de carbonatos e pH), a aplicação do resíduo pode ter melhorado esta disponibilidade. Segundo os investigadores, várias reacções podem ter estado envolvidas para aumentar a disponibilidade do fósforo, incluindo a formação de complexos fosfo-húmicos que funcionam como protecção sobre os colóides sesquióxidos, com redução na adsorção da fosfatase, e de complexos quelatos com Ca, provenientes dos fosfatos cálcicos que predominam nos solos calcários, seguindo-se libertação de formas de fosfato solúveis em água.

Kholer et al. (2008) também observaram aumentos significativos no conteúdo de fósforo das plantas de luzerna no primeiro corte (uma resposta linear e quadrática com o aumento das doses do resíduo). No segundo e terceiro cortes, não observaram diferenças significativas no teor de fósforo das plantas, em relação ao controlo.

Por último, refere-se também o ensaio de Madejón et al. (2001). Estes investigadores reportaram que, apesar da baixa concentração de fósforo no composto de BDFN, o aumento no teor de fósforo absorvido pelas plantas, no primeiro ano de

aplicação dos resíduos, foi comparável àquele produzido pelos tratamentos minerais. No segundo ano de tratamento, o incremento de P absorvido pelas plantas foi estatisticamente superior ao do tratamento controle e no terceiro ano, correspondente ao efeito residual, este incremento foi ainda mais evidente, em relação ao controle (109%) e ao tratamento mineral. No terceiro ano, os tratamentos minerais não produziram diferenças significativas em relação ao controle, o que evidenciou ainda mais o efeito residual do composto de BDFN.

V.1.3.2.3. POTÁSSIO

A aplicação de BDFN produziu aumentos na extração de K pelo grão, embora as mesmas não tenham sido estatisticamente significativas, principalmente no solo LUC, (Tabela 5.1.7). Estes resultados não se deveram à indisponibilidade de K no solo, principalmente no solo CAL, conforme os resultados apresentados no capítulo anterior. Recordamos que o teor de K no solo CAL, no primeiro ano do ensaio, revelou aumentos significativos para os três tratamentos mais elevados (Tabela 5.1.2). A disponibilidade de K no solo LUC, por sua vez, não se revelou significativamente superior nas unidades tratadas, excepto para o tratamento com a quantidade de resíduo mais elevada. Os restantes tratamentos, neste solo, revelaram uma tendência para diminuições no teor de K disponível, embora não tenham sido significativas. Relativamente ao conteúdo do grão em potássio, apenas no solo LUC, a dose mais elevada do BDFN (40 Mg ha^{-1}) produziu um aumento significativo deste parâmetro. O efeito residual da aplicação das doses crescentes de BDFN (segundo ano) sobre a extração do grão em potássio produziu resultados inversos nos solos em análise, à semelhança do que se observou, no mesmo ano, com a extração de fósforo (Figura 5.1.20).

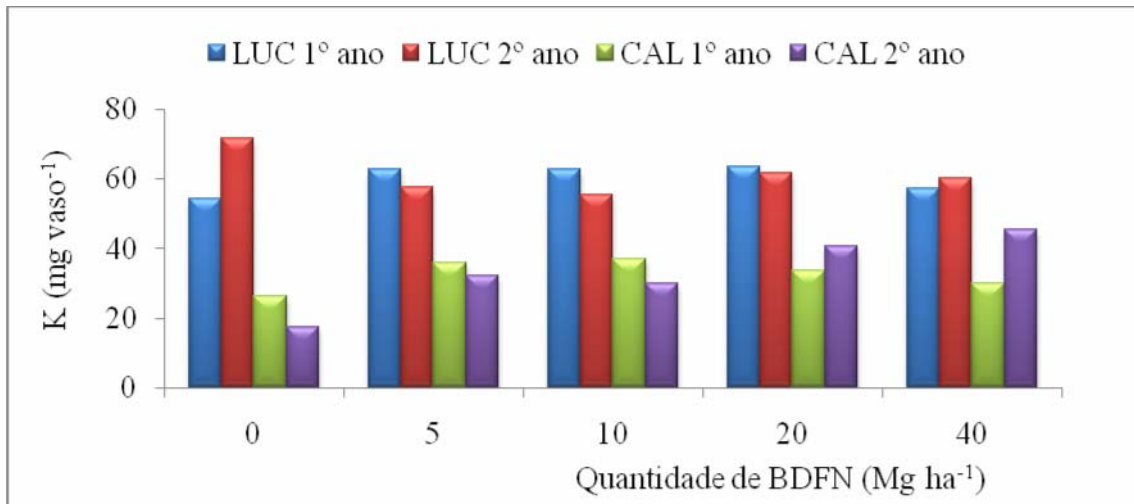


Figura 5.1.20 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de potássio (K) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

Enquanto a extracção do grão em potássio diminuiu significativamente para todas as modalidades no solo LUC, o comportamento foi inverso no solo CAL. Para o primeiro solo, obteve-se uma relação linear inversa significativa ($p < 0.01$) entre a aplicação de BDFN e a extracção de K. Para o solo CAL, obteve-se uma relação linear positiva e altamente significativa entre os tratamentos com BDFN e extracção de K. Estes resultados podem ser atribuídos à comumente reconhecida sinergia entre o P e o K. Apesar desta divergência de comportamento entre os dois solos, o solo LUC apresentou valores médios de extracção de potássio superiores ao solo CAL, o que se justifica pela sua maior disponibilidade em potássio. Contudo, os aumentos relativos desta extracção foram muito superiores no solo CAL, em relação ao solo LUC, como se ilustra na Figura 5.1.21. No solo LUC verificou-se, para o tratamento mais elevado (40 Mg ha⁻¹), uma diminuição na extracção de cerca 16%, enquanto no solo CAL, para a mesma quantidade de BDFN, se observou um aumento de 163% (2.6 vezes superior).

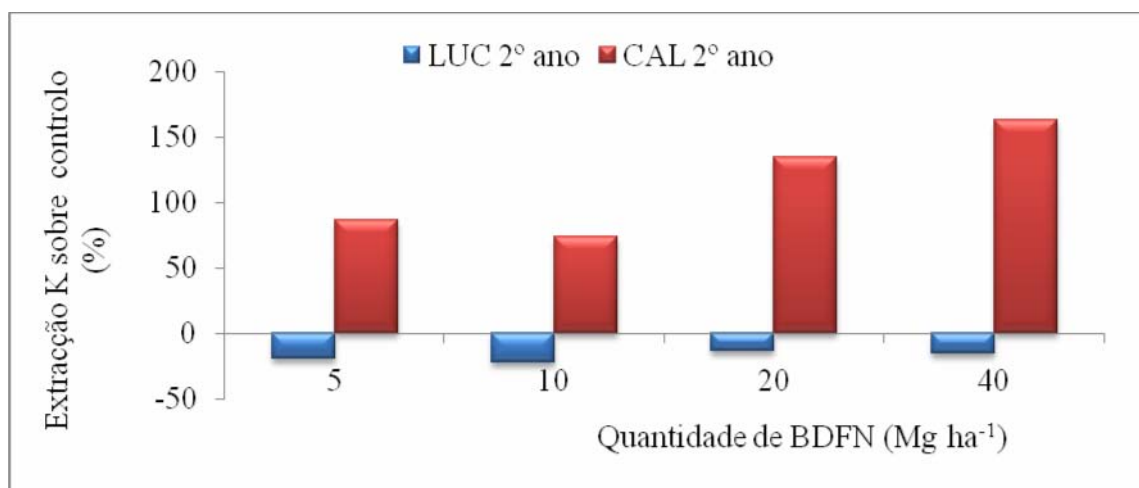


Figura 5.1.21 – Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extração de potássio (K) pelo grão de trigo durante o segundo ano de ensaio.

Os resultados encontrados na bibliografia publicada revelam, de uma forma geral, aumentos na absorção de K pelas plantas em solos tratados com resíduos de lagar de azeite, tal como os resultados obtidos no solo CAL do nosso ensaio. Albuquerque et al. (2006) observaram concentrações foliares de K semelhantes entre os solos tratados com diferentes compostos orgânicos e fertilizantes minerais. Apesar de os autores terem atribuído esses aumentos à eficiência da rega, não deixaram de sublinhar que a aplicação do composto produziu aumentos significativos na concentração do potássio foliar, em relação ao controle, onde não foi aplicado qualquer fertilizante (nem orgânico, nem mineral). Num outro trabalho, Albuquerque et al. (2007) reportaram também aumentos no conteúdo de K nas plantas cultivadas em solos tratados com composto de BDFN. Segundo os autores, esses aumentos traduziram-se em valores superiores ao nível ótimo da concentração de potássio foliar recomendado para o azevem. Os resultados do ensaio de Madejón et al. (2001) também apresentaram aumentos significativos na absorção de K pelas plantas, nos três anos do ensaio. Os autores destacaram os resultados do terceiro ano do ensaio, correspondentes ao efeito residual da aplicação dos resíduos, em que o teor de K absorvido pelas plantas foi estatisticamente superior ao do controle.

V.1.3.3. EFEITOS SOBRE A EXTRACÇÃO DE NUTRIENTES DA PALHA

A Tabela 5.1.8 apresenta os resultados relativos à influência da aplicação de BDFN sobre a extracção de nutrientes pela palha, registados em ambos os solos, no primeiro e segundo ano do ensaio. De uma forma geral, estes parâmetros assumiram valores significativamente inferiores para as doses crescentes de BDFN. No segundo ano do ensaio, correspondente ao efeito residual dos tratamentos, este efeito é invertido no solo LUC, observando-se aumentos significativos na extracção e conteúdo dos nutrientes em análise. Os mesmos parâmetros correspondentes ao solo CAL, contudo, evidenciaram decréscimos significativos, com excepção do potássio.

Tabela 5.1.8 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) da palha (mg vaso^{-1})

Extracção	Quantidade de BDFN (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
N	257a	171b	131c	1112c	103c	259a	250a	264,0a	345b	346b
P	19.8a	7.97b	6.75b	7.60b	22,9c	24.0a	22.4a	22.4a	26.0a	38.0b
K	842a	426b	392bc	352c	265d	1218ab	1132a	1195ab	1338b	1333b
Solo CAL										
N	285a	113b	91bc	97bc	778c	514a	413c	422c	460b	472b
P	18.3a	17.0a	5.33b	4.56b	15.6a	77.1a	92.0b	105b	101b	93.1b
K	732a	425b	336c	372bc	255d	1102a	1106a	1282b	1491c	1648d

Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha e em cada ano, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

V.1.3.3.1. AZOTO

A aplicação das doses crescentes do BDFN conduziu a diminuições significativas na extracção de azoto pela palha, tanto no solo LUC, como no solo CAL (Tabela 5.1.8). O efeito negativo da aplicação das diferentes quantidades de BDFN sobre a extracção de azoto pela cultura foi, assim, mais acentuado para a palha do que para o grão, o que revelará a migração preferencial deste nutriente para o grão. Apesar de todos os tratamentos terem produzido decréscimos significativos na extracção de azoto, a quantidade de aplicação de BDFN mais elevada (40 Mg ha⁻¹) produziu diminuições altamente significativas deste parâmetro, de forma mais expressiva no solo CAL. Em termos absolutos, estas diminuições foram de 154 e 208 mg vaso⁻¹, nas amostras cultivadas nos solos LUC e CAL, o que em termos relativos correspondeu a diminuições de 60 e 70%, respectivamente.

No segundo ano, e no solo LUC, à semelhança do comportamento da extracção de azoto pelo grão, o efeito residual dos tratamentos reverteu a acção negativa sobre a extracção de N pela palha, revelando aumentos significativos deste parâmetro nos tratamentos equivalentes às duas doses mais elevadas de BDFN. Para a dose de aplicação mais elevada, as amostras de palha deste solo revelaram um aumento de 148% na extracção de azoto, em relação ao controlo. A Figura 5.1.22 contempla a representação gráfica destes resultados. As amostras cultivadas no solo CAL, pelo contrário, evidenciaram diminuições significativas da extracção palha em azoto, em todos os tratamentos. Este resultado foi contrário àquele observado para as amostras de grão. O efeito residual da aplicação dos tratamentos de BDFN foi, assim, mais positivo nas amostras cultivadas no solo LUC do que naquelas cultivadas no solo CAL, pois a extracção da palha em azoto sofreu aumentos significativos, em relação ao controlo.

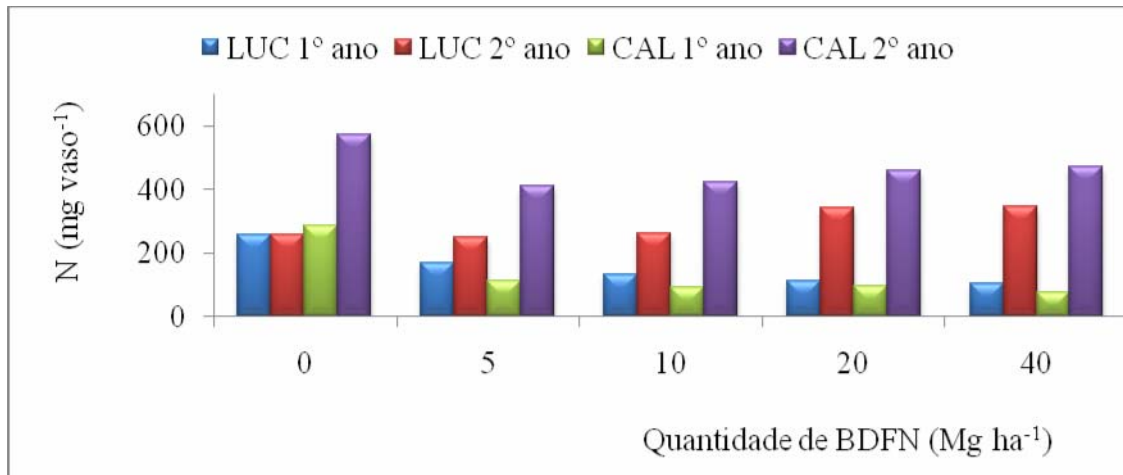


Figura 5.1.22 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural sobre a extração de azoto (N) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.3.3.2. FÓSFORO

Relativamente à extração da palha em fósforo, conforme se pode observar na Tabela 5.1.8, a aplicação das doses crescentes de BDFN (primeiro ano do ensaio) produziu resultados com tendências distintas nos solos. Assim, no solo LUC, as doses 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹ do resíduo produziram decréscimos significativos deste parâmetro. Contudo, a dose mais elevada (40 Mg ha⁻¹) produziu um aumento significativo na extração de fósforo pela palha. Este último resultado justificará, em parte, o decréscimo altamente significativo no teor de fósforo disponível observado nas unidades experimentais do solo LUC, em que foi aplicada esta quantidade do resíduo (Tabela 5.1.2). Salientamos ainda que a extração do grão em fósforo, desta unidade experimental, não revelou diferenças significativas em relação ao controlo, como se viu anteriormente. No solo CAL, as doses 10 e 20 Mg ha⁻¹ do resíduo produziram decréscimos significativos na extração da palha em fósforo, enquanto as restantes doses (5 e 40 Mg ha⁻¹) não produziram diferenças significativas, em relação ao controlo (faz-se notar que a quantidade de 40 Mg ha⁻¹ conduziu ao aumento da extração da palha em fósforo, embora não tenha sido um aumento estatisticamente significativo).

Os resultados do primeiro ano do ensaio revelaram que os tratamentos realizados no solo LUC exerceram um efeito negativo mais acentuado sobre a extração de fósforo

pela palha, do que pelo grão (neste último, apesar de algumas diminuições na extracção de P, não se verificaram diferenças significativas em relação ao controlo). Já no solo CAL, o efeito dos tratamentos foi negativo em termos da extracção deste nutriente para a palha, mas favorável para o grão. No segundo ano do ensaio, em termos de extracção de fósforo pela palha, o efeito residual dos tratamentos com o BDFN foi mais efectivo no solo CAL, onde todos os tratamentos produziram aumentos significativos deste parâmetro (enquanto no solo LUC, apenas o tratamento mais elevado exerceu este efeito) (Tabela 5.1.8). Este parâmetro revelou assim, um comportamento inverso entre os dois solos, como se pode observar na Figura 5.1.23.

Os valores absolutos de P extraído pela palha foram superiores no solo CAL, em relação ao solo LUC, para todos os tratamentos, incluindo o controlo (Figura 5.1.23). Este aspecto corrobora a hipótese levantada anteriormente sobre a elevada retenção do fósforo no solo LUC, devido à sua composição argilosa.

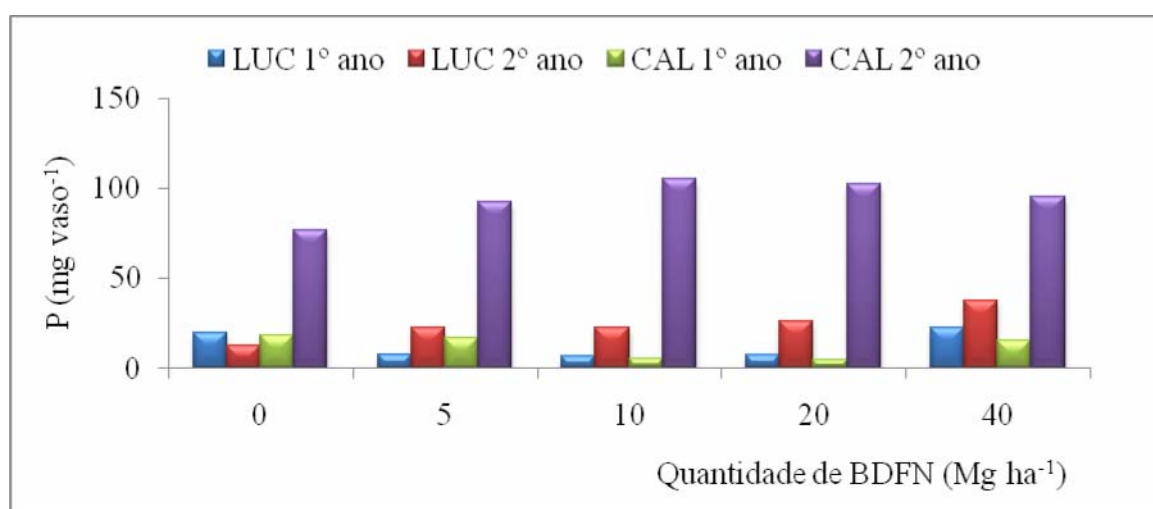


Figura 5.1.23 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural sobre a extracção de fósforo (P) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.3.3.3. POTÁSSIO

A extracção de K resultante das análises da palha revelou-se muito semelhante entre os dois solos, registando-se diminuições significativas para todos os tratamentos, no primeiro ano do ensaio e um comportamento inverso no ano seguinte (Tabela 5.1.8). A Figura 5.1.24 permite uma visualização clara dos efeitos inversos sobre a extracção de K entre a aplicação dos resíduos e a sua acção residual.

As diminuições da extracção da palha em potássio, observadas no primeiro ano, compreendem-se atendendo ao efeito desfavorável que a aplicação do BDFN exerceu sobre o desenvolvimento da cultura, aspecto evidenciado pelo declínio altamente significativo da produção de palha, no solo LUC e ainda mais no solo CAL (Tabela 5.1.7). Note-se que a extracção deste elemento, pelo grão, não sofreu modificações significativas com a aplicação dos resíduos, mas numa situação de desenvolvimento desfavorável das plantas, atendendo à elevada mobilidade deste elemento nas mesmas, será de esperar a sua deslocação preferencial para o órgão reprodutor.

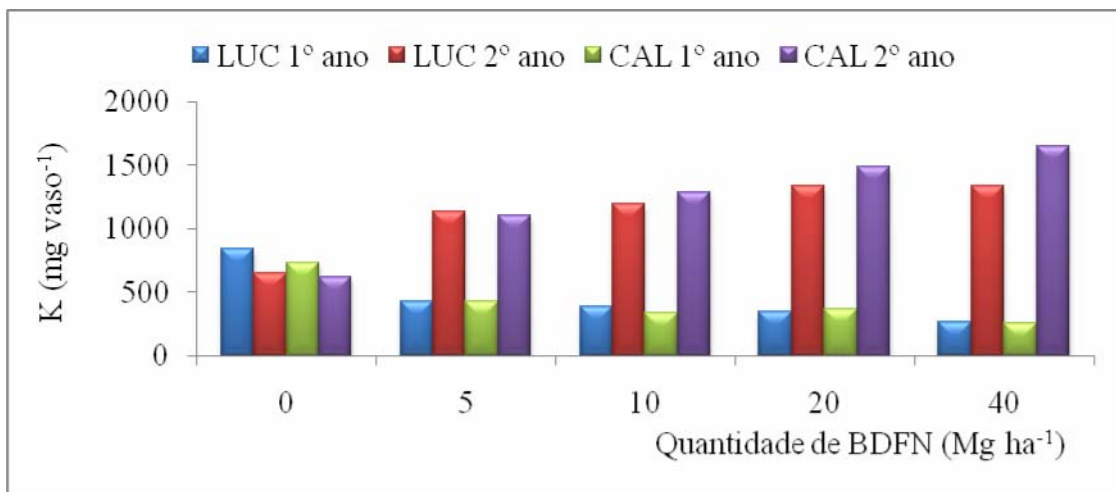


Figura 5.1.24 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural sobre a extracção de potássio (K) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

No segundo ano, os efeitos negativos exercidos pelos fenóis e ácidos gordos, presentes em elevada quantidade no resíduo aplicado, terão sido degradados, não exercendo os efeitos de toxicidade evidenciados no ano de aplicação dos resíduos (Tabela 5.1.8). A melhoria paralela das condições de fertilidade química do solo, promovida pelos tratamentos, favoreceu o desenvolvimento da cultura (facto comprovado pelo aumento da produção do grão e da palha).

V.1.4. EFEITOS DA APLICAÇÃO DE DUAS FASES EXTRACTADO (BDFE) SOBRE A CULTURA DE TRIGO

Os parâmetros da cultura de trigo avaliados após aplicação do BDFE foram os mesmos avaliados anteriormente com os tratamentos de BDFN (produção de grão e de palha, conteúdo e extracção de azoto, fósforo e potássio pelo grão e pela palha). A apresentação e discussão de resultados prosseguem com a mesma estrutura do resíduo anterior.

V.1.4.1. EFEITOS SOBRE A PRODUÇÃO DE GRÃO E DE PALHA DO TRIGO

Na Tabela 5.1.9 apresentam-se os resultados obtidos relativamente à produção de grão e de palha de trigo, nos solos LUC e CAL, tratados com as crescentes doses de aplicação de BDFE, durante os dois anos do ensaio de estufa. Perante os resultados obtidos sobre a produção de grão, percebe-se que a aplicação destas doses de BDFE não afectou tão negativamente a produção do grão como a aplicação das doses equivalentes de BDFN. Estes resultados sugerem que a composição do BDFE será menos adversa ao normal desenvolvimento das culturas. O seu efeito sobre a produção de palha, contudo, foi no sentido do decréscimo com o aumento da quantidade de BDFE aplicada, em ambos os solos, tal como se verificou com a aplicação das doses de BDFN.

Tabela 5.1.9 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de grão e de palha do trigo (g vaso^{-1})

Produção	Quantidade de BDFE (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
Grão	9.11a	9.70a	9.96ab	10.0ab	11.18b	17.9a	19.8a	20.2ab	21.8b	22.0b
Palha	25.0a	20.6b	21.b	20.7b	15.5c	19.6a	33.0b	33.1b	37.0c	43.6d
Solo CAL										
Grão	6.27a	9.14c	7.80b	7.22ab	4.16d	4.33a	7.84b	9.33b	11.68c	13.01c
Palha	30.7a	19.9b	17.2c	16.4c	8.7d	17.4a	28.4b	28.8b	32.1c	34.7d

Valores seguidos de uma mesma letra ao longo da linha não são significativamente diferentes ($p > 0.05$)

No primeiro ano do ensaio, a produção de grão aumentou nas unidades experimentais do solo LUC com a crescente quantidade de aplicação de BDFE, embora apenas a quantidade de aplicação do resíduo equivalente à dose mais elevada (40 Mg ha^{-1}) produziu um aumento significativo deste parâmetro, em relação ao controlo. Curiosamente, este resultado foi contrário ao do efeito da aplicação da mesma dose de BDFN (Tabela 5.1.5) que resultou numa produção inferior à do controlo. Em relação ao solo CAL, ainda no primeiro ano do ensaio, a diferença entre os tratamentos com BDFN e BDFE foi ainda mais evidente. Neste solo, os tratamentos com as duas doses mais baixas de BDFE produziram aumentos significativos na colheita de grão, tendo as restantes doses produzidos decréscimo significativos deste parâmetro. A dose de BDFE mais elevada, ao contrário do resultado equivalente no solo LUC, conduziu a um decréscimo acentuado (cerca de 33%) na produção, significativo em relação ao controlo. Estes resultados diferem daqueles obtidos no ensaio de BDFN, pois neste último não se produziram diferenças significativas na produção de grão.

Também em relação ao solo CAL, apesar de as quantidades de aplicação de BDFE, equivalentes às doses 5, 10 Mg ha⁻¹, terem produzido aumentos significativos na quantidade de grão, foi possível observar uma tendência inversa entre o aumento da quantidade do resíduo aplicada e a produção de grão (Figura 5.1.25). Os resultados obtidos sugerem a quantidade de 5 Mg ha⁻¹ como a mais indicada para este tipo de tratamento, entre àquelas usadas no ensaio.

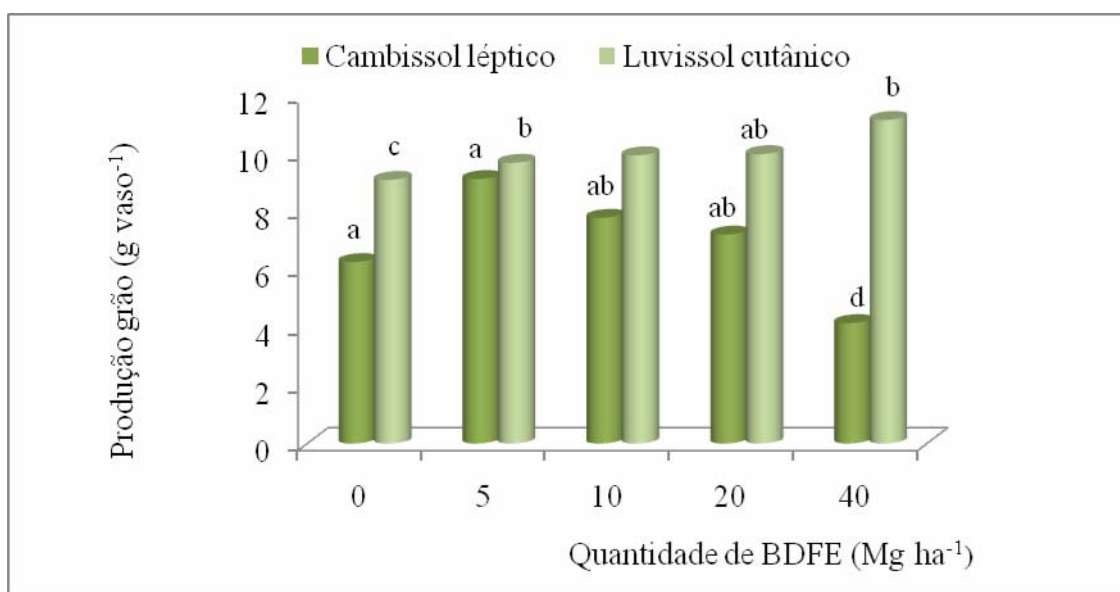


Figura 5.1.25 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado sobre a produção de grão de trigo durante o primeiro ano de ensaio. Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Em relação à produção de palha, no primeiro ano do ensaio, a aplicação das diferentes quantidades de BDFE conduziu a diminuições significativas deste parâmetro (Tabela 5.1.9) em ambos os solos, à semelhança dos resultados obtidos no ensaio com o BDFN (Tabela 5.1.5). Contudo, comparando os valores obtidos nos dois ensaios, a produção de palha parece ter sido mais afectada com a aplicação do BDFE do que com a aplicação de BDFN, particularmente com a aplicação mais elevada de BDFE e no solo CAL.

Os resultados correspondentes ao efeito residual da aplicação destes tratamentos (segundo ano), à semelhança do efeito equivalente das aplicações de BDFN, revelaram uma resposta muito favorável ao mesmo (Figura 5.1.26). A produção de grão que no primeiro ano não havia sido marcadamente superior à do controlo, no segundo ano revelou aumentos significativos. Estes aumentos foram mais evidentes no solo CAL, no qual todas as doses produziram melhorias significativas na produção de grão. No solo LUC, apenas as duas doses mais elevadas (20 e 40 Mg ha⁻¹) produziram aumentos significativos, em relação ao controlo.

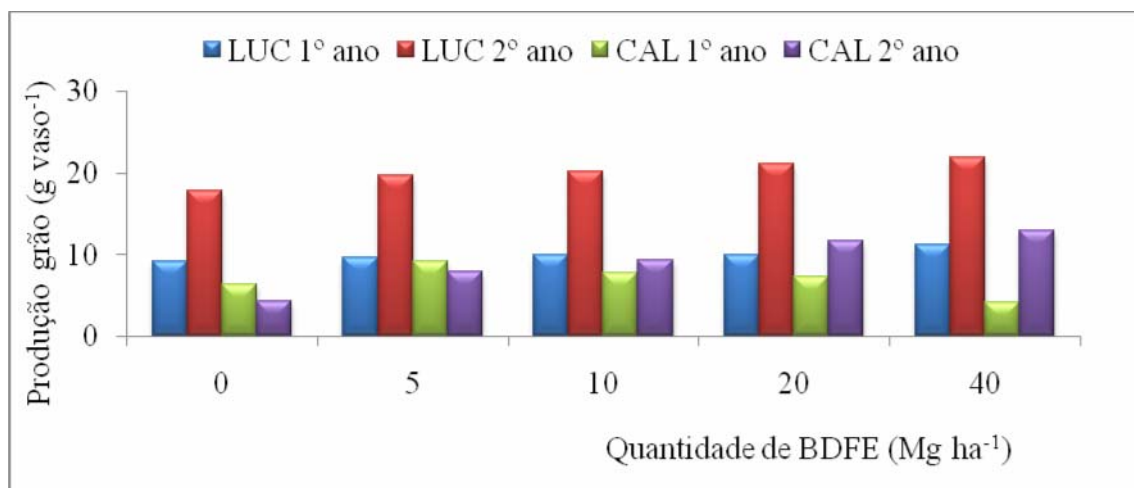


Figura 5.1.26 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

As produções absolutas de grão obtidas nas unidades tratadas com BDFE foram superiores no solo LUC, em relação ao solo CAL. Mas em termos relativos, os aumentos na produção de grão foram muito superiores no solo CAL, relativamente ao solo LUC (tal como se havia observado com a aplicação de BDFN). No solo LUC, o maior aumento relativo foi produzido pelo tratamento com a dose 40 Mg ha⁻¹ e correspondeu a de 23%. No solo CAL, por sua vez, as quantidades de BDFE de 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹ de BDFE geraram aumentos de 81, 115 e 169%, respectivamente. A dose de

40 Mg ha⁻¹ produziu um aumento na produção de grão relativamente ao controlo superior a 200% (Figura 5.1.27).

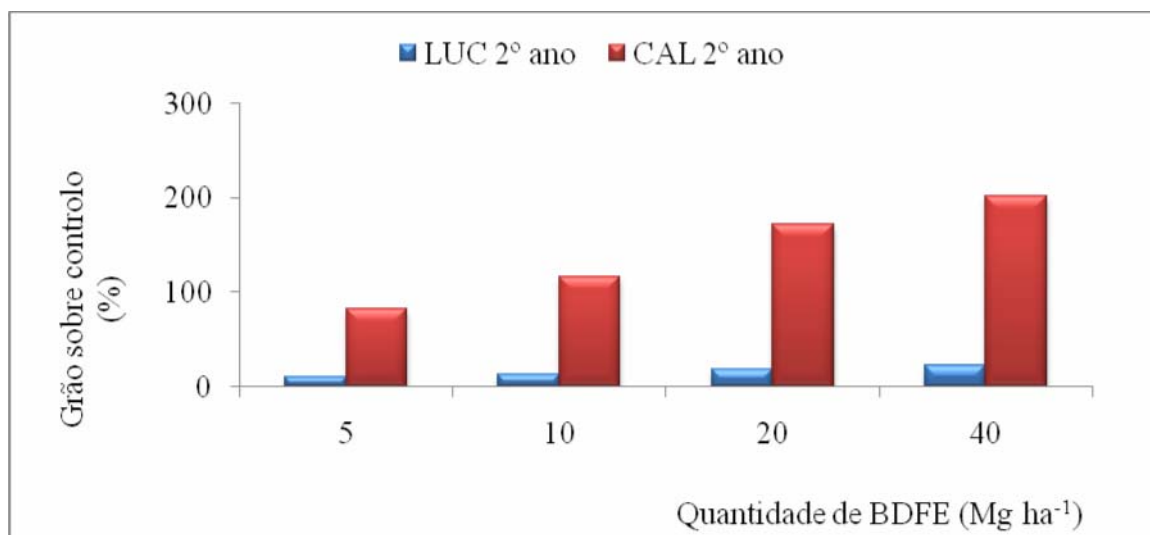


Figura 5.1.27 – Efeito relativo da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de grão de trigo durante o segundo ano de ensaio.

Os resultados relativos à produção de palha no segundo ano do estudo revelaram uma clara inversão dos resultados do ano anterior (Figura 5.1.28), indicando que o efeito inibidor ao normal desenvolvimento das plantas, particularmente manifestado na produção de palha, se terá esvanecido, permitindo superar as produções das unidades experimentais de controlo. A produção de palha aumentou significativamente para todos os tratamentos, em ambos os solos, tendo os tratamentos com as duas doses mais elevadas, produzido aumentos significativamente superiores aos restantes (Tabela 5.1.9).

Para o tratamento com a dose mais elevada elevado, o aumento da produção de palha foi de 122 e 99% (solos LUC e CAL, respectivamente). Desta forma, as produções de grão e de palha evidenciaram um efeito residual da aplicação das doses crescentes de BDFE nos solos muito favorável ao desenvolvimento da cultura de trigo. Comparando os efeitos residuais entre o BDFE e o BDFN, sobre a produção do trigo, refere-se que não se percebem diferenças entre os mesmos, a não ser a produção de

palha nas unidades experimentais onde foi aplicada a quantidade de BDFN mais elevada. Esta produção foi superior à equivalente de BDFE.

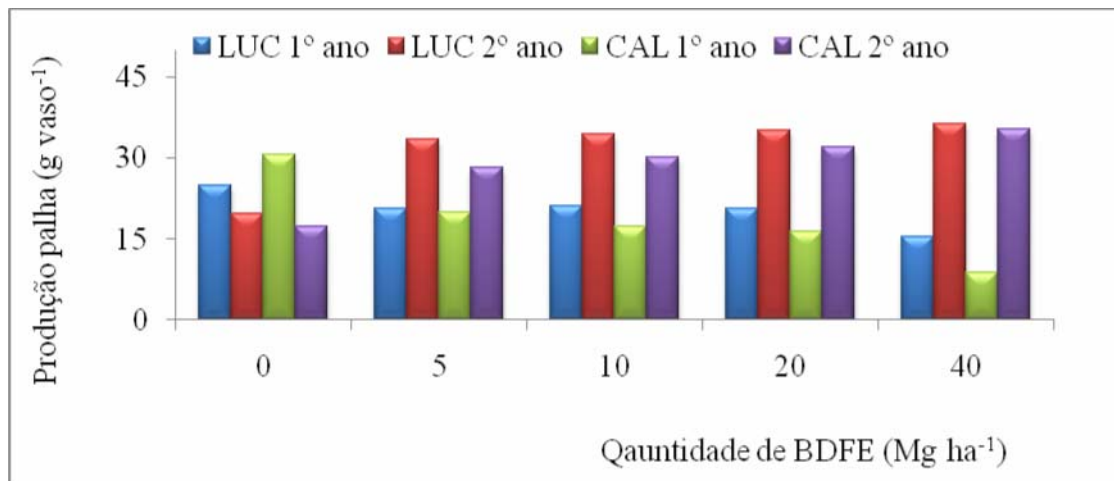


Figura 5.1.28 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a produção de palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.4.2. EFEITOS SOBRE A EXTRACÇÃO DE NUTRIENTES DO GRÃO

De uma forma geral, no solo LUC, a aplicação das crescentes doses de BDFE exerceu um efeito sobre a extracção de nutrientes do grão semelhante ao da aplicação equivalente de BDFN. No solo CAL, contudo, a aplicação do BDFE parece ter exercido um efeito menos desfavorável sobre os mesmos parâmetros do que aquele exercido pelo BDFN (Tabela 5.1.10).

Tabela 5.1.10 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) do grão (mg vaso^{-1})

Extracção	Quantidade de BDFE (Mg ha^{-1})									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
N	266a	260a	268a	266a	260a	424a	426a	422a	412a	519b
P	28.5a	42.3b	44.8b	28.7a	30.0a	64.4c	43.0a	44.2ab	47.5ab	50.3b
K	54.4a	54.9a	62.0b	53.3a	56.3a	71.4b	54.4a	51.6a	55.0a	61.1b
Solo CAL										
N	211b	270d	231c	233c	152a	137a	222b	245b	315c	380c
P	25.7b	32.2c	27.1b	26.5b	16.2a	15.7a	25.6b	28.1b	41.7c	44.5c
K	26.2a	36.4b	35.7b	27.4a	22.4a	17.3a	25.2a	30.1b	43.0c	43.9c

Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

V.1.4.2.1. AZOTO

No primeiro ano de estudo, a aplicação das diferentes quantidades de BDFE no solo LUC não produziu diferenças significativas na extracção de azoto pelo grão (Tabela 5.1.10). No solo CAL, pelo contrário, os tratamentos correspondentes às doses 5, 10 e 20 Mg ha^{-1} conduziram a aumentos significativos na extracção do grão em azoto, demonstrando que as plantas foram capazes de usufruir do azoto disponível no solo (que foi claramente favorecido com os tratamentos). Ainda assim, das três quantidades referidas, a menor delas foi a que mais favoreceu a extracção do azoto pelo grão, percebendo-se que o aumento das quantidades de BDFE produziu um efeito inverso neste parâmetro. Este efeito foi tão intenso que a quantidade de 40 Mg ha^{-1} produziu, inclusivamente, um decréscimo significativo de extracção de azoto pelo grão, em relação ao controlo. Estes resultados são ligeiramente diferentes daqueles obtidos com

as aplicações de BDFN. Uma observação global dos resultados relativos a cada tratamento, permite perceber que a aplicação do BDFE, no solo LUC, terá exercido um efeito menos positivo sobre a extracção de azoto pelo grão, do que a aplicação do BDFN (Tabela 5.1.7). No solo CAL, pelo contrário, esse efeito foi claramente mais benéfico do que o do BDFN (com excepção do tratamento mais elevado).

No segundo ano do ensaio (Tabela 5.1.10), os resultados sobre a extracção de azoto pelo grão, obtidos no solo LUC, mantiveram-se muito semelhantes aos do controlo, apenas com o tratamento correspondente à dose mais elevada a produzir um aumento significativo deste parâmetro. Os resultados relativos ao solo CAL, por sua vez, foram bastante semelhantes àqueles observados com a aplicação do BDFN (Tabela 5.1.7), registando-se aumentos significativos com todos os tratamentos. O efeito residual da quantidade de 40 Mg ha⁻¹, que no ano anterior havia produzido um decréscimo significativo, resultou num aumento altamente significativo, em relação ao controlo. Estes resultados evidenciam a degradação das substâncias tóxicas contidas no resíduo, provavelmente responsáveis pelos resultados menos favoráveis no ano de aplicação do BDFE.

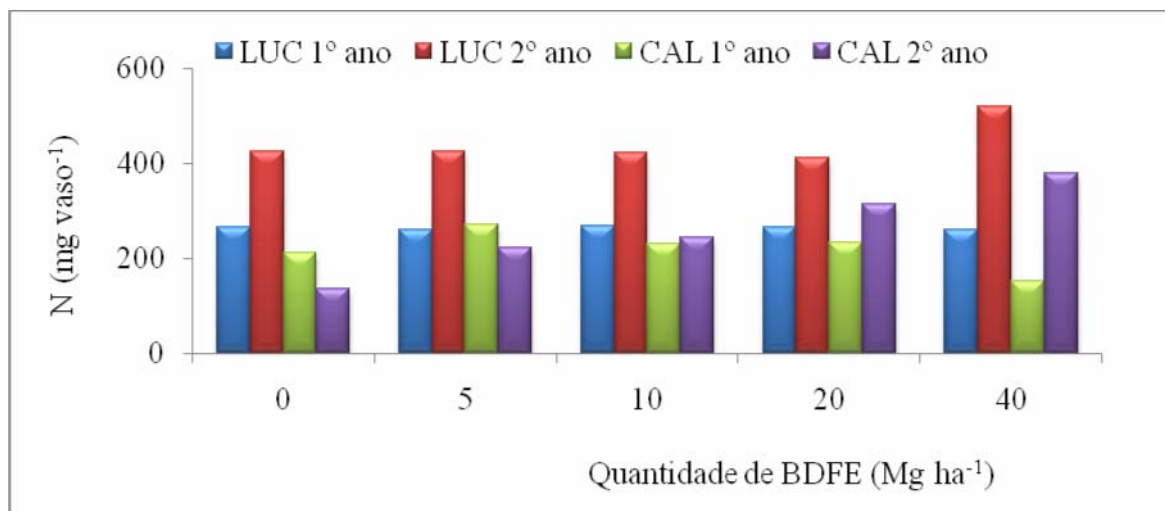


Figura 5.1.29 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de azoto (N) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.4.2.2. FÓSFORO

No primeiro ano, o efeito da aplicação de BDFE sobre a extracção do grão em fósforo também se revelou ligeiramente mais vantajoso do que aquele observado no ensaio com BDFN (Tabela 5.1.7). No solo LUC, registaram-se aumentos significativos desta extracção com a aplicação das duas doses mais baixas (5 e 10 Mg ha⁻¹) e os restantes tratamentos não produziram diferenças significativas, em relação ao controlo (Tabela 5.1.10). Lembramos que no ensaio com o BDFN não se produziram quaisquer diferenças entre os tratamentos e o controlo, no mesmo ano. No solo CAL, a dose de aplicação mais baixa também produziu um aumento significativo na extracção de fósforo, enquanto no ensaio com o BDFN (Tabela 5.1.7) nenhum dos tratamentos produziu aumentos significativos deste parâmetro. De resto, a dose de aplicação mais elevada produziu diminuições significativas na extracção de fósforo, tal como o ensaio com BDFN.

No segundo ano do ensaio, a evolução da extracção de fósforo relativa ao efeito residual das diferentes quantidades de BDFE aplicadas, foi diferente entre os dois solos (Figura 5.1.30). No solo LUC, verificaram-se diminuições significativas deste parâmetro em todos os tratamentos e no solo CAL, registaram-se aumentos significativos no teor de fósforo extraído pelo grão, sendo os aumentos das duas doses mais elevadas significativamente superiores aos restantes e todos significativamente superiores ao controlo. Recordamos que o teor de fósforo disponível nos solos LUC e CAL, resultante dos tratamentos com BDFE, diminuiu significativamente com o aumento crescente dos mesmos (Tabela 5.1.4). Em parte, as diminuições do teor deste nutriente no solo CAL, poderão ser atribuídas à extracção pela planta, não se podendo imputar a mesma justificação para o solo LUC.

O efeito residual dos tratamentos sobre a extracção de fósforo extraído pelo grão foi assim, inverso entre os dois solos em análise, revelando-se benéfico nas amostras de trigo do solo CAL e desfavorável nas amostras de trigo do solo LUC. Assim, enquanto no solo LUC ocorreram diminuições na extracção de fósforo pelo grão de 33, 31, 26 e 22%, nas unidades correspondentes aos tratamentos doses 5, 10, 20 e 40 Mg ha⁻¹, respectivamente, no solo CAL ocorreram aumentos de 63, 79, 166 e 183%, com as mesmas doses.

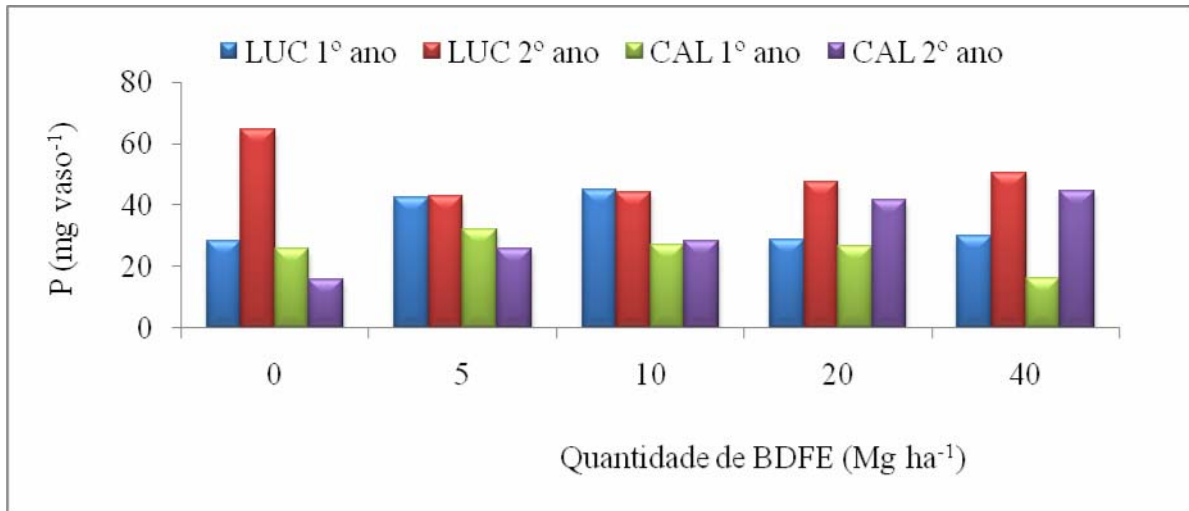


Figura 5.1.30 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de fósforo (P) pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.4.2.3. POTÁSSIO

No primeiro ano, o efeito das aplicações de BDFE sobre a extracção de potássio pelo grão, também foi mais favorável no solo CAL do que no solo LUC. No primeiro solo, ocorreram aumentos significativos com as quantidades de aplicação de 5 e 10 Mg ha⁻¹, enquanto no solo LUC apenas ocorreram diferenças significativas com a dose de 10 Mg ha⁻¹. A aplicação do BDFE produziu assim resultados mais interessantes sobre a extracção deste nutriente do que o BDFN, pois com a aplicação deste último não se registaram diferenças significativas entre os tratamentos, em qualquer um dos solos (Tabela 5.1.7).

No segundo ano do ensaio, o efeito residual dos três tratamentos mais elevados produziram aumentos significativos na extracção de potássio pelo grão, no solo CAL, tendo o aumento da dose mais elevada sido significativamente superior aos restantes. No solo LUC, os tratamentos, com excepção do mais elevado, conduziram a decréscimos significativos no teor de K extraído pelo grão. Claramente, o BDFE exerceu um efeito mais relevante sobre este parâmetro no solo CAL, do que no solo LUC, como se pode observar na Figura 5.1.31.

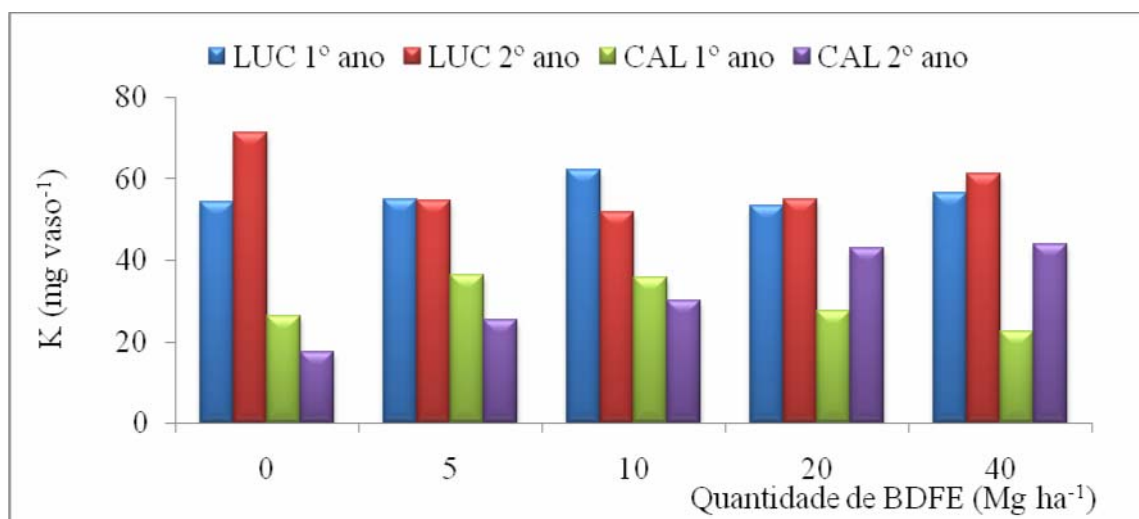


Figura 5.1.31 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de potássio pelo grão de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.4.3. EFEITOS SOBRE A EXTRACÇÃO DE NUTRIENTES DA PALHA

Os resultados relativos ao efeito da aplicação das diferentes quantidades de BDFE sobre extracção da palha apresentam-se nas Tabela 5.1.11.

Tal como nos capítulos anteriores, também os resultados serão reforçados com a apresentação gráfica dos mesmos. De uma forma geral, o efeito da aplicação do BDFE nos solos LUC e CAL foi bastante desfavorável sobre a extracção de nutrientes pela palha, claramente mais desfavoráveis do que aqueles produzidos pela aplicação de BDFN. No entanto, o efeito residual dessa aplicação revelou-se muito positiva.

Tabela 5.1.11 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) da palha (mg vaso⁻¹)

Extracção	Quantidade de BDFE (Mg ha ⁻¹)									
	0	5	10	20	40	0	5	10	20	40
	Primeiro ano					Segundo ano				
Solo LUC										
N	257a	93bc	92bc	99b	66c	259a	273ab	277ab	298b	363c
P	19.8a	14.5ab	10.1b	10.5b	9.8b	24.0a	24.7a	27.7ab	32.8b	48.7c
K	842a	297b	301b	317b	198c	1218a	1168a	1185a	1382b	1778c
Solo CAL										
N	285a	135b	98,9bc	87.0c	57.5c	574a	423b	422b	434b	462b
P	18.3a	6.4b	10.2b	9.4b	8.1b	76.6a	87.7bc	80.5c	96.8b	90.1bc
K	732a	431b	377bc	291cd	178d	1102a	1091a	1123a	1244b	1451c

Valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

V.1.4.3.1. AZOTO

No primeiro ano do ensaio registaram-se diminuições significativas em todos os tratamentos no que diz respeito à extracção de azoto da palha nos solos LUC e CAL, em relação ao controlo. Estes resultados foram muito semelhantes àqueles obtidos com os tratamentos de BDFN (Tabela 5.1.8), embora o BDFE tenha produzido, para a maior quantidade de aplicação (40Mg ha⁻¹), diminuições ligeiramente mais acentuadas no teor de azoto extraído pela palha, do que o BDFN. Se comparáramos o efeito da aplicação das diferentes quantidades de BDFE sobre a extracção de azoto pela palha e a extracção de azoto pelo grão, verificamos que os resultados revelaram a migração preferencial deste elemento para o grão, tal como seria de esperar.

No segundo ano do ensaio, correspondente à avaliação do efeito residual da aplicação do resíduo, também à semelhança dos resultados obtidos com o BDFN (Tabela 5.1.8), observaram-se comportamentos inversos entre os dois solos (Figura 5.1.32), no que concerne à extracção de azoto pela palha. Assim, no solo LUC ocorreram aumentos significativos deste parâmetro para os tratamentos com as duas doses mais elevadas, enquanto no solo CAL, todos os tratamentos produziram diminuições significativas, relativamente ao controlo.

No caso do solo CAL, ainda no segundo ano, os resultados sobre a extracção de azoto pela palha, indiciam uma evidente mobilização deste nutriente para o grão, onde os mesmos tratamentos produziram aumentos desta extracção. No solo LUC, esta mobilização não é tão evidente, pois apenas as duas doses mais altas de BDFE exibiram aumentos significativos na extracção de azoto. Estes, juntamente com os mesmos aumentos na extracção de azoto da palha, parecem sugerir que o efeito residual das duas doses mais altas do resíduo terá favorecido fortemente a extracção de azoto pela planta.

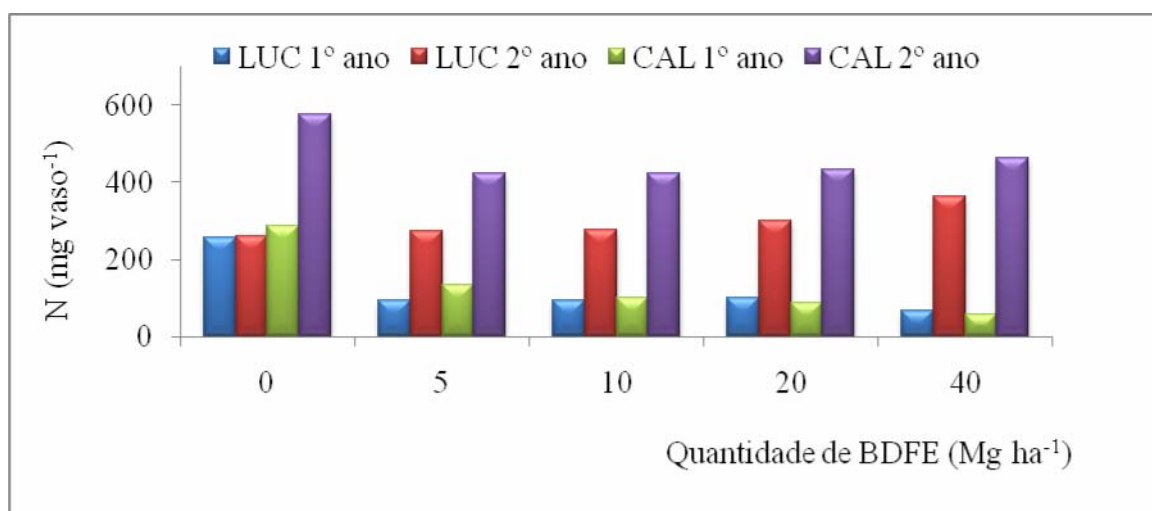


Figura 5.1.32 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de azoto (N) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.4.3.2. FÓSFORO

Os resultados relativos à extracção da palha em fósforo, apresentados na Tabela 5.1.11 revelaram que no primeiro ano do ensaio, os tratamentos com BDFE exerceram um efeito de decréscimo deste parâmetro. Todos os tratamentos produziram diminuições significativas na extracção de fósforo, relativamente ao controlo, em qualquer um dos solos (embora de forma mais acentuada no solo CAL). As quantidades de aplicação 5, 10 e 20 Mg ha⁻¹ produziram diminuições na extracção de fósforo de 74, 58 e 61%, no solo CAL, e 27, 49 e 47%, no solo LUC, respectivamente. A quantidade de aplicação mais alta produziu diminuições semelhantes nos dois solos (50 e 56%, nos solos LUC e CAL, respectivamente). Estes foram os resultados mais desfavoráveis de todos aqueles obtidos relativamente ao efeito da aplicação dos resíduos (BDFN e BDFE) sobre a extracção de fósforo. Desta forma, percebeu-se que a aplicação de BDFE exerceu efeitos antagónicos entre a extracção de fósforo no grão e na palha. No primeiro, produziu resultados mais animadores do que a aplicação de BDFN, enquanto na palha os resultados obtidos foram bastante mais desanimadores do que aqueles obtidos como o ensaio do BDFN (Tabela 5.1.8).

No segundo ano do ensaio, o efeito residual dos tratamentos revelou-se bastante benéfico sobre as amostras do solo LUC, tendo-se obtido aumentos significativos no teor de fósforo extraído pela palha nas amostras correspondentes aos dois tratamentos mais elevados. No solo CAL este efeito foi ainda mais notório, pois todas as doses de BDFE produziram aumentos significativos na extracção de fósforo pela palha, à semelhança do que se observou com o efeito residual das aplicações de BDFN. Os resultados obtidos no solo CAL foram interessantes, na medida em que, em termos absolutos, revelaram uma clara superioridade em relação aos resultados equivalentes do solo LUC (Figura 5.1.33). O efeito residual da aplicação das diferentes quantidades de BDFE (segundo ano) sobre a extracção de fósforo, nas amostras do solo LUC, foi mais benéfico na palha do que no grão. Nas amostras do solo CAL, o mesmo efeito foi nitidamente mais favorável no grão.

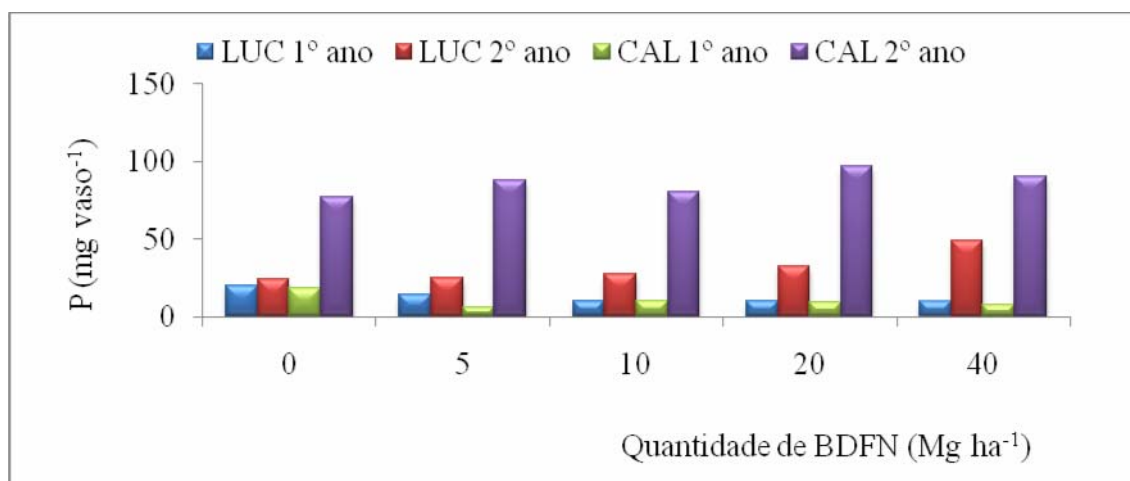


Figura 5.1.33 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de fósforo (P) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.1.4.3.3. POTÁSSIO

No primeiro ano de ensaio, à semelhança dos resultados obtidos no ensaio com o BDFN, a aplicação das crescentes quantidades de BDFE exerceu um efeito nitidamente negativo sobre a extracção da palha em potássio, em ambos os solos, embora, à semelhança dos resultados sobre a extracção de fósforo, esse prejuízo tenha sido mais acentuado no solo CAL (Tabela 5.1.11). Qualquer uma das quantidades de BDFE aplicadas, no solo LUC e no solo CAL, resultou em diminuições significativas deste parâmetro, em relação ao controlo. No solo CAL, estas diminuições foram claramente agravadas com o aumento crescente da quantidade de BDFE aplicada. O tratamento mais elevado (40 Mg ha⁻¹) produziu decréscimos de 76 e 83% na extracção de potássio pela palha das amostras referentes aos solos LUC e CAL, respectivamente. Ainda no primeiro ano do ensaio, em comparação com o efeito produzido na extracção de potássio pelo grão, a aplicação de BDFE exerceu claramente um efeito menos benéfico na palha.

O efeito residual dos mesmos tratamentos, representado pelos resultados obtidos no segundo ano do ensaio, mostrou-se muito semelhante ao do fósforo, nas amostras do solo LUC, observando-se aumentos significativos com os dois tratamentos mais altos (Tabela 5.1.11). As amostras do solo CAL também evidenciaram aumentos significativos na extracção da palha em potássio, com os dois tratamentos mais altos,

resultados diferentes dos da extracção de fósforo, neste solo. De uma forma geral, pode dizer-se que o efeito residual da aplicação de BDFE sobre a extracção da palha em potássio foi inverso, em relação ao efeito da aplicação no primeiro ano, do mesmo, conforme se pode observar na Figura 5.1.34. Estes resultados foram bastante semelhantes àqueles observados no ensaio com o BDFN (Tabela 5.1.8). Salientamos que, em relação ao grão, o efeito residual da aplicação de BDFE foi mais favorável à extracção de potássio pela palha, pois o primeiro apenas beneficiou dos tratamentos no solo CAL.

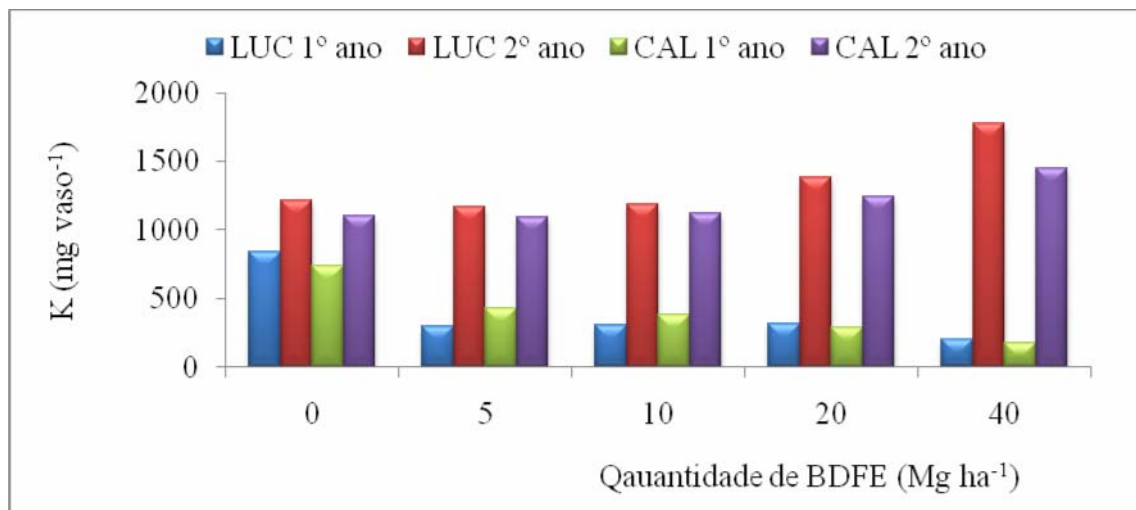


Figura 5.1.34 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre a extracção de potássio (K) pela palha de trigo durante os dois anos de ensaio.

V.2. ENSAIO DE CAMPO**V.2.1. EFEITOS DA APLICAÇÃO DE BAGAÇO DE DUAS FASES NATURAL (BDFN) E DO BAGAÇO DE DUAS FASES EXTRACTADO (BDFE) SOBRE AS PROPRIEDADES DO SOLO****V.2.1.1. CARBONO ORGÂNICO TOTAL**

Conforme se pode observar na Tabela 5.2.1, no final primeiro ano do ensaio, verificou-se um aumento significativo do carbono orgânico total (COT) do solo, em todos os tratamentos, em relação ao controlo.

Tabela 5.2.1 – Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço de duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de carbono orgânico total do solo (g kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	11.6a	14.5bc	18.8d	14.3b	16.0c	***
2000	12.1a	17.8b	19.1b	18.6b	20.0b	***
2002	12.5a	22.3b	35.5c	30.6c	35.2c	***
2003	11.9a	19.5ab	33.5ab	24.9b	35.9b	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Como era esperado, o teor de COT dos solos aumentou com o aumento da quantidade aplicada dos resíduos. Estes resultados são consistentes com aqueles obtidos no ensaio em estufa, previamente apresentados (Tabela 5.1.1), embora no ensaio de campo os aumentos deste parâmetro tenham ocorrido logo no primeiro ano, indicando que a mineralização dos resíduos foi mais reduzida do que havia sido sob as condições do ensaio de estufa. Esta diferença não é de estranhar, pois neste último não só os resíduos foram previamente moídos, como a mistura solo/resíduos foi mais efectiva,

além de as condições de temperatura e humidade terem sido controladas. Estes aspectos favoreceram inegavelmente a actividade dos microorganismos e, conseqüentemente, a degradação dos resíduos no ensaio de estufa. Também terá contribuído para esta diferença o facto de a dose máxima de aplicação dos resíduos ter sido superior no ensaio de campo.

Outra diferença encontrada entre os resultados relativos ao efeito da aplicação dos resíduos no ensaio de campo, no primeiro ano, e aqueles obtidos no primeiro ano do ensaio em estufa, no solo equivalente ao solo do olival (LUC), foi o facto dos primeiros revelarem um aumento do teor de COT mais acentuado nas unidades tratadas com o BDFN do que nas unidades tratadas com o BDFE. No campo, a primeira aplicação da dose dupla do bagaço natural (BDFN2) conduziu a um aumento de 62% no teor de COT do solo, enquanto a mesma dose de BDFE conduziu a um aumento de COT de somente 38%, relativamente ao controlo (Tabelas 5.2.1). No ensaio de estufa, como se viu, a aplicação da dose mais elevada de BDFN e de BDFE produziram aumentos no teor de COT do solo LUC de 8 e 24%, respectivamente (Tabelas 5.1.1 e 5.1.3).

Estes resultados revelam ainda que, além da mineralização dos resíduos ter sido mais reduzida em campo, a mineralização do BDFN foi mais reduzida do que a mineralização do BDFE, o que não era esperado, atendendo à superior proporção de substâncias lábeis do primeiro. De facto, nos anos seguintes, estes resultados são invertidos, e os tratamentos com o BDFE revelaram sempre aumentos de COT do solo superiores àqueles obtidos nos solos tratamentos de BDFN. No ano de aplicação dos resíduos, a comunidade microbiana do solo terá encontrado dificuldade em degradar uma quantidade de BDFN tão elevada, provavelmente devido a um efeito tóxico inicial sobre a mesma.

Os aumentos significativos no teor de COT do solo observados após a aplicação directa de bagaços procedentes do sistema de extracção de duas fases (Tabela 5.2.1) vêm ao encontro de resultados de outros trabalhos publicados sobre o efeito da aplicação de resíduos semelhantes, embora não se encontrem muitos trabalhos publicados sobre a aplicação directa no solo destes resíduos. Ordoñez et al. (1999), por exemplo, apresentam os resultados preliminares de um ensaio em que incorporaram 20 Mg ha⁻¹ de BDFN na camada superficial de um solo; sete meses depois verificaram que

se havia produzido um aumento significativo do teor de matéria orgânica nas parcelas tratadas, em relação ao controlo, não tratado.

Contudo, como se referiu na Revisão Bibliográfica deste trabalho, o número ensaios com a utilização, como fertilizante orgânico, de águas ruças e de bagaço seco é muito vasto. Apesar das características destes resíduos diferirem das do BDFN, a sua natureza é comum, pelo que os resultados obtidos nessas investigações podem funcionar como uma referência para os resultados do presente estudo. Algumas destas investigações também resultaram num aumento do teor de COT num prazo relativamente curto após a aplicação desses resíduos. Assim, Monpezat e Denis (1999) que aplicaram $333 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ água ruça num solo verificaram aumentos no teor de matéria orgânica de 1%, em relação ao controlo, um mês depois da aplicação do resíduo. Também Mechri et al. (2007) e Di Sério et al. (2008) aplicaram directamente águas ruças provenientes do sistema de extracção descontínuo e trinta dias após esta aplicação, registaram aumentos no teor de carbono orgânico total. Kavdir e Killi (2008) reportaram aumentos significativos de CO do solo, um e dois meses após a incubação directa de bagaço de azeitona em dois solos arenosos, a taxas de 2, 4 e 8% (p/p), tendo o aumento mais elevado correspondido à dose de aplicação mais elevada.

Voltando aos resultados relativos ao teor de COT do solo (Tabela 5.2.1), verifica-se que este parâmetro continuou a registar aumentos significativos nas parcelas tratadas, durante o restante tempo do ensaio. Mas, a partir do segundo ano, o BDFE produziu aumentos superiores no teor de COT do solo, em relação ao BDFN, à semelhança do que se havia observado no ensaio de estufa. O aumento superior de COT registado no solo tratado com o BDFE sugere a ocorrência de um processo de mineralização menos extenso deste resíduo, resultando num menor *priming effect* neste solo, do que o BDFN (López-Piñeiro et al., 2008). Tal como foi evidenciado no ensaio de estufa e por outros investigadores, após aplicação de resíduos similares (Brunetti et al., 2005 e 2007), a diferente taxa de degradação dos dois resíduos, atribuída à sua diferente composição, resulta de uma maior actividade microbiológica nos solos tratados com o BDFN. Este resíduo, mais rico em substâncias lábeis, proporciona uma disponibilidade imediata de nutrientes aos microorganismos, conduzindo a uma decomposição mais acelerada dos

compostos orgânicos. O BDFE, por sua vez, possui uma composição mais recalcitrante, o que proporciona uma degradação menos extensa dos seus compostos orgânicos.

Estes resultados permitem perceber que a composição dos resíduos, em termos das suas fracções orgânicas, exerce uma importante influência sobre o efeito produzido no teor de COT dos solos tratados. Os resíduos do sistema de extracção de duas fases, embora diferentes entre si, apresentam uma degradação lenta quando comparados com outros resíduos orgânicos, o que lhes confere um efeito residual notável, como se verificou no ensaio de estufa deste trabalho (segundo ano do ensaio) e como tem sido demonstrado pelos resultados obtidos por outros investigadores. Clemente et al. (2007), por exemplo, trataram o mesmo solo com BDFN e estrume de vaca e compararam o efeito da aplicação destes resíduos sobre o teor de COT desse solo. No primeiro ano, ambos os tratamentos conduziram a aumentos significativos do CO do solo, em relação ao solo controlo, especialmente nas parcelas tratadas com o BDFN. No segundo ano do ensaio, em que monitorizaram o efeito residual dos tratamentos, este parâmetro apenas se manteve significativamente superior nas parcelas tratadas com o BDFN. Os autores atribuíram esta diferença não só ao conteúdo em COT, superior no BDFN relativamente ao estrume de vaca (562 e 412 g kg⁻¹, respectivamente), mas também à menor degradação microbiana do bagaço. A lenta taxa de decomposição destes resíduos tem sido considerada como uma qualidade que lhes confere uma potencial utilização para o sequestro de carbono, como se referiu durante a discussão dos resultados do ensaio de estufa. A sua aplicação ao solo para o armazenamento de carbono, possibilitando reduzir as quantidades de dióxido de carbono presentes na atmosfera, logo reduzir o efeito de estufa, torna ainda mais interessante o seu emprego como fertilizante (Mondini et al., 2007; Sánchez-Monedero et al., 2008).

Como se pode observar na Tabela 5.2.1, durante os cinco anos de ensaio, as aplicações de BDFN e de BDFE, aumentaram significativamente a concentração de COT, em relação tratamento controlo. Este aumento foi mais evidente para as doses duplas de cada um dos resíduos e no último ano de aplicação: 21.6, 24.0 g kg⁻¹ (181 e 201%, para BDFN2 e BDFE2, respectivamente) – o que poderá ser indicador de que uma aplicação continuada destes resíduos conduzirá a resultados ainda mais evidentes. Estes resultados são de grande importância para os solos sob condições semi-áridas, que

se caracterizam por possuírem teores de matéria orgânica baixos a muito baixos, estando expostos a processos de degradação acelerada (Albuquerque et al., 2007). A explicação para estes resultados reside no facto de os resíduos aplicados possuírem elevadas quantidades de matéria orgânica (> 90%), vindo de encontro à ideia de que a aplicação de resíduos orgânicos nos solos, além de representar uma solução para a sua deposição, pode incrementar a fertilidade do solo, conforme tem sido demonstrado através de variados trabalhos de investigação publicados (Paredes et al., 2005; Tejada et al., 2007).

Na realidade, ao longo dos últimos anos, têm-se realizado diversos ensaios sobre a utilização de resíduos orgânicos como forma de aumentar o teor de carbono orgânico dos solos. Nos países mediterrânicos, principais produtores de azeite a nível mundial, este tipo de investigação tem centrado esforços no estudo do aproveitamento dos resíduos de lagares de azeite. Na bibliografia consultada, encontram-se diversos exemplos de resultados que reforçam o sucesso da utilização destes resíduos, no que respeita ao teor do carbono orgânico do solo, ainda que resultem da utilização de resíduos provenientes de diferentes sistemas de extracção, sujeitos a diferentes tratamentos prévios à sua incorporação no solo e aplicados em diferentes doses.

Relativamente ao tratamento prévio dos resíduos, em oposição à sua utilização directa, também os resultados são conclusivos sobre o efeito positivo no conteúdo de COT dos solos, independentemente do tratamento efectuado. Paredes et al. (2005), por exemplo, prepararam duas misturas de lamas de águas ruças e submetem-nas a um processo de compostagem. Posteriormente aplicaram diferentes doses destes resíduos compostados (30 e 60 Mg ha⁻¹) num solo e compararam o seu efeito, sobre as propriedades químicas do mesmo, com o de uma fertilização mineral. Ambos os compostos orgânicos produziram aumentos significativos no teor de COT do solo, em relação à fertilização mineral e, embora o seu conteúdo de COT tenha diminuído com o desenvolvimento da cultura instalada nesse solo, esta superioridade manteve-se até ao final do ensaio, sobretudo nos solos tratados com as maiores doses de composto. Resultados semelhantes a estes foram obtidos por Sierra et al. (2007), cujo ensaio foi referido durante a apresentação dos resultados do ensaio de estufa, em que foi avaliado

o efeito de diferentes quantidades de aplicação de águas ruças provenientes de uma lagoa de estabilização como fertilizante orgânico do solo.

Brunetti et al. (2007), por sua vez, compararam o efeito de aplicação de águas ruças procedentes de uma lagoa de estabilização (que consideraram não tratadas), num solo com o efeito de aplicação de águas ruças submetidas a uma digestão catalítica. Em termos de aumentos do teor de COT do solo, os resultados foram significativos para ambos os resíduos e para ambas as doses de aplicação usadas para os dois resíduos (300 e 600 m³ ha⁻¹). Os aumentos no teor de COT, em relação ao controlo, foram superiores nos solos onde foi aplicado o resíduo previamente tratado, evidenciando a estabilização da matéria orgânica do resíduo submetido ao processo de digestão. O resíduo não tratado, contendo proporcionalmente maior quantidade de substâncias lábeis e de fácil decomposição, foi sujeito a uma mineralização mais extensa da matéria orgânica, enquanto no resíduo tratado, a degradação de parte dessas substâncias havia ocorrido antecipadamente, durante o processo de digestão.

Em relação aos ensaios realizados com BDFN, também este resíduo tem sido submetido a tratamentos antes da sua aplicação no solo. Altieri e Esposito (2008) utilizaram duas preparações distintas deste bagaço previamente descarado, que consistiram na mistura do bagaço com quantidades diferentes de resíduos orgânicos higroscópicos, como restos de lã, palha de trigo e restos de madeira. Antes da sua utilização no solo, estas misturas foram submetidas a um tratamento aeróbio, que consistiu no seu armazenamento em sacos de rede, durante três meses, protegidos da chuva. As aplicações durante cinco anos (9 Mg ha⁻¹) num olival intensivo resultaram em aumentos significativos de COT total do solo, em relação ao controlo (fertilização química com ureia). Madejón et al. (2001) utilizaram um composto resultante da mistura de BDFN com outros materiais, tendo reportado também aumentos significativos no teor de matéria orgânica do solo tratado. Por último, referem-se os trabalhos de Albuquerque et al. (2006 e 2007), que utilizaram composto de BDFN como fertilizante orgânico e, embora não apresentem resultados sobre o efeito dos resíduos no teor de COT do solo, os resultados obtidos na produção das diferentes culturas, permitiram concluir favoravelmente sobre a sua utilização como tratamento orgânico.

Perante estes trabalhos, parece ser consensual o efeito positivo da aplicação de resíduos de lagares de azeite, sujeitos ou não a tratamentos, sobre o teor de COT dos solos. A opção do tratamento prévio dos resíduos prende-se com a eliminação, ou redução, do seu possível efeito fitotóxico para as culturas e com a necessidade de garantir a estabilidade da matéria orgânica, evitando efeitos indesejados sobre a fertilidade dos solos. Segundo Brunetti et al. (2007), as águas ruças deveriam ser submetidas a tratamentos apropriados antes da sua utilização no solo, de forma a estabilizar a matéria orgânica, através da sua humificação, a melhorar a sua eficiência enquanto tratamento orgânico e a reduzir riscos ambientais.

O BDFN, aplicado em quantidades apropriadas, e de forma conveniente, parece não causar distúrbios no solo, nem danos nas culturas lenhosas, como será possível confirmar aquando da discussão de resultados sobre o efeito dos tratamentos na produção e nível nutritivo das oliveiras, no ensaio de campo deste estudo. A utilização dos resíduos em fresco tem a vantagem de ser mais económica, sem acarretar o valor acrescido de qualquer processo de tratamento. Esta opção, contudo, só será viável se não acarretar problemas ao solo ou às culturas, o que poderá ser controlado através da aplicação moderada, como foi possível constatar em diversos ensaios com águas ruças (Prieto et al., 1997; Gonzalez et al., 1993; Garcia-Ortiz, et al., 1993; Pardini e Gispert, 1996; Paredes et al., 1999), bagaço seco (Brunetti et al., 2005) e bagaço húmido (Nastri et al. 2006; Altirei e Esposito, 2008). Ainda assim, a prática agrícola comum é a incorporação dos resíduos frescos algumas semanas antes das sementeiras para permitir aos microorganismos a degradação das substâncias lábeis, reduzindo a fitotoxicidade dos mesmos e libertando nutrientes para as plantas (Bernal et al. 1997). A fitotoxicidade pode ainda depender da cultura instalada no solo a fertilizar. Segundo Sampedro et al. (2007) a fitotoxicidade do bagaço seco extractado, por exemplo, tem sido testada com um significativo número de culturas diferentes e o seu efeito revelou ser dependente da espécie.

Quanto aos desequilíbrios nos ciclos de carbono e azoto provocados pela aplicação em fresco dos resíduos de lagares, os quais podem conduzir a imobilizações temporárias de azoto e outros nutrientes, a aplicação antecipada no solo em relação à data de sementeira, pode solucionar parcial ou integralmente este problema (Brunetti et

al., 2007), assim como a aplicação adicional de uma fertilização azotada, opção experimentada por alguns investigadores (Tejada et al., 2004; Albuquerque et al., 2007; Altieri e Esposito, 2008), que se apresentou como uma solução viável, embora obviamente mais cara.

Por fim, aborda-se a influência das doses de aplicação dos resíduos sobre efeito produzido no teor de COT do solo. Os resultados do presente ensaio, assim como os resultados do ensaio de estufa, permitiram perceber que os aumentos crescentes das doses de aplicação usadas conduziram igualmente a aumentos crescentes do teor de COT dos solos. Estes resultados foram consistentes com os resultados de outros investigadores, que utilizaram doses crescentes de aplicação de resíduos, indicando que a dose de aplicação dos resíduos pode afectar o efeito sobre o conteúdo de carbono dos solos tratados (Navas et al., 1998).

Brunetti et al. (2005) e Kavdir e Killi (2008) utilizaram taxas de 10 e 20 Mg ha⁻¹ e 2, 4 e 8% (p/p) de bagaço seco, respectivamente. Ambos os ensaios revelaram incrementos significativos e crescentes no teor de CO do solo com as crescentes taxas de aplicação dos resíduos. Também Brunetti et al. (2007), que usaram 300 e 600 m³ ha⁻¹ de água ruça, registaram aumentos significativos crescentes com a dose aplicada. Já Mechri et al. (2007) e Sierra et al. (2007), que utilizaram taxas de 30, 60, 100 e 150 m³ ha⁻¹ e 30, 180, 360 m³ ha⁻¹ de águas ruças, apenas registaram aumentos significativos para as duas doses de resíduos mais elevadas. Estes dois últimos trabalhos permitem concluir que a dose de aplicação de 30 m³ ha⁻¹ de águas ruças não será suficiente para promover aumentos significativos de COT. Contudo, segundo os resultados do ensaio de incubação de amostras de solo com BDFN, apresentado por Saviozzi et al. (2001), a mineralização do C não aumenta linearmente com a quantidade de C adicionada sobre a forma de resíduo. A libertação de carbono na forma de CO₂ aumentou com a utilização de doses crescentes do resíduo na incubação com o solo, mas a eficiência desta libertação diminuiu com o aumento da dose de aplicação, o que os investigadores atribuíram a um aumento da razão C/N, ocorrendo conseqüentemente uma deficiência de N nos solos tratados. Esta diminuição da eficiência pode ser contrabalançada com a adição de N mineral, como já fizemos referência.

V.2.1.2. AZOTO TOTAL

Observando a Tabela 5.2.2, verifica-se que a aplicação de BDFN e de BDFE produziu aumentos no teor de azoto total (NT), embora estes aumentos apenas se tenham revelado significativos a partir do segundo ano do ensaio (com excepção, nesse ano, do tratamento BDFN1).

Tabela 5.2.2 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de azoto total (g kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	1.26a	1.62a	1.66a	1.64a	1.73a	ns
2000	1.45a	1.93ab	2.07b	1.89b	2.00b	**
2002	1.29a	2.24b	3.13c	2.87c	3.07c	***
2003	1.22a	1.86ab	3.17bc	2.43abc	3.30c	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Os resultados do primeiro ano do ensaio de campo diferiram, assim, dos resultados do primeiro ano do ensaio de estufa, no solo LUC, em que a dose mais elevada de BDFN produziu aumentos significativos no teor de NT e o BDFE produziu aumentos significativos com a aplicação, no mesmo solo, das doses de 20 e 40 Mg ha^{-1} (Tabelas 5.1.1 e 5.1.3). Atendendo à hipótese levantada sobre a ocorrência de condições menos favoráveis para a mineralização da matéria orgânica, no primeiro ano do ensaio de campo, em relação ao do ensaio de estufa, seria de esperar uma acumulação superior do N orgânico nos solos do olival, já que esta se relaciona inversamente com a taxa de mineralização (Madejón et al., 2001). Brunetti et al. (2005 e 2007) também não registaram aumentos significativos de N nos solos tratados com bagaços, apesar de terem apontado a ocorrência de uma perda parcial do N, possivelmente devido à sua

mineralização e subsequente volatilização, que atribuíram à reacção do solo, moderadamente alcalina, e/ou à nitrificação e lixiviação dos nitratos.

Ao longo dos anos do ensaio (com excepção do primeiro, como se viu), os aumentos do teor de NT foram sempre superiores nos solos tratados com as doses duplas de cada resíduo, tendo o BDFN produzido quase sempre aumentos superiores no teor de NT, em relação ao BDFE, embora sem se observarem diferenças significativas (Tabela 5.2.2). Estes resultados também diferiram daqueles obtidos no ensaio de estufa (solo LUC). No primeiro ano do ensaio de estufa, a aplicação de BDFE produziu aumentos nos teores de NT superiores àqueles obtidos com a aplicação de BDFN (23.4 e 17.2%, respectivamente), ambos com a dose de aplicação mais elevada. Este resultado não foi surpreendente, atendendo ao facto de o BDFE apresentar um conteúdo em NT superior ao BDFN (Tabela 4.2). Em nenhum dos anos do ensaio se observaram diferenças significativas entre o teor de NT relativo a cada uma das doses de aplicação do BDFE. Pelo contrário, as aplicações de BDFN, embora não de uma forma consistente, revelaram alguma diferenciação entre os efeitos das doses de aplicação simples e dupla. Assim, em 2002, o tratamento BDFN2 produziu aumentos significativamente superiores a BDFN1 e em 2003 o aumento produzido no teor de NT pelo tratamento BDFN2 também foi superior àquele produzido pelo tratamento BDFN1, embora não tenha sido estatisticamente significativo (Tabela 5.2.2).

Kavdir e Killi (2008), embora tenham utilizado composto de BDFN, não registaram diferenças estatisticamente significativas entre as várias doses de aplicação deste resíduo sobre o teor de azoto total das parcelas tratadas. Os valores médios de azoto aumentaram com a aplicação do bagaço, em comparação com a parcela controlo e, após o primeiro mês, o valor do azoto orgânico nas parcelas tratadas com a dose mais elevada foi estatisticamente superior ao da parcela controlo, mas não em relação às doses inferiores do resíduo. Os autores atribuíram este resultado à imobilização do azoto inorgânico por parte dos microorganismos, resultante da aplicação de uma grande reserva de carbono ao solo, através da adição dos resíduos. Por sua vez, Altieri e Esposito (2008) não detectaram diferenças significativas no teor de NT dos solos tratados com BDFN ao longo dos três anos do ensaio, em relação ao controlo. Embora não tenham apresentado qualquer justificação para estes resultados, refere-se que as

quantidades de BDFN aplicadas foram muito inferiores às usadas no ensaio de campo do presente trabalho. Mas Paredes et al. (2005), que aplicaram duas doses de composto de lamas de águas ruças num solo, observaram aumentos superiores para as doses de resíduo mais elevadas. Na bibliografia consultada, encontraram-se resultados diversos em relação ao efeito da aplicação de resíduos de lagares de azeite sobre o conteúdo de NT dos solos, ao contrário dos resultados sobre o teor de COT, unânimes na produção de aumentos deste parâmetro. Alguns autores reportaram aumentos significativos no teor de azoto, após a aplicação de resíduos de lagares, outros, contudo, evidenciaram perdas do N, através de processos de lixiviação ou volatilização. As diferenças de resultados podem estar relacionadas com as quantidades de resíduos utilizadas, com a estabilidade dos mesmos, e consequentes efeitos sobre a relação C/N, e com a capacidade dos solos em reter as formas mineralizadas do azoto.

O conteúdo em azoto total do BDFN é maioritariamente orgânico e relativamente baixo quando comparado com os valores das lamas de ETAR e estrumes (Albuquerque et al., 2004). O valor médio do teor de NT dos BDFN, utilizados no presente ensaio, foi de 16.0 g kg^{-1} . Albuquerque et al. (2004), depois de analisadas vinte amostras deste tipo de bagaço, apresentaram como valor médio de NT 11.4 g kg^{-1} , (gama de variação de 7.0 a 18.4 g kg^{-1}), situado entre os valores apresentados pelas águas ruças e pelas lamas de depuração das mesmas, reportados por Paredes et al. (1999). Relativamente ao BDFE, Sampedro et al. (2007) indicam 18.7 g kg^{-1} de azoto total no bagaço extractado utilizado no seu ensaio. O valor médio dos BDFE utilizados no presente ensaio foi de 24.0 g kg^{-1} . Atendendo aos elevados valores de carbono, as amostras deste bagaço exibem uma razão C/N relativamente alta, entre 28.2 e 72.9. Como já foi largamente demonstrado, a mineralização do azoto orgânico depende de vários factores, incluindo a relação C/N dos resíduos (Sierra et al., 2007), a antecedência de aplicação em relação à sementeira e a qualidade do composto (Bernal et al., 1997).

V.2.1.3. RAZÃO C/N

Os resultados relativos à razão carbono azoto (C/N) são apresentados na Tabela 5.2.3. Como se pode observar, não se produziram diferenças significativas neste parâmetro ao longo dos cinco anos do ensaio.

Tabela 5.2.3 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a razão carbono azoto

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	9.24a	8.95a	9.11a	8.74a	9.29a	ns
2000	8.31a	9.28a	8.24a	10.1a	10.0a	ns
2002	11.2a	9.70a	11.0a	10.3a	10.7a	ns
2003	9.84a	10.4a	10.6a	10.2a	10.7a	ns

BDFN1: 30 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha⁻¹ de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha⁻¹ de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes (p> 0.05).

Mas resultados diferentes foram obtidos por outros investigadores, após o tratamento dos solos com resíduos similares. Foi o caso de Di Serio et al. (2008) que aplicaram águas ruças, as quais possuem um baixo conteúdo de azoto, tendo provocado aumentos de 20-30% na razão C/N dos solos tratados. Os resultados obtidos após a aplicação das águas ruças revelaram razões C/N entre 8 e 9, indicando o equilíbrio entre a mineralização e a produção de húmus. Paredes et al. (1987) já haviam reportado estes resultados.

V.2.1.4. AZOTO NÍTRICO

No primeiro ano do ensaio registaram-se aumentos do teor de azoto nítrico (NNO₃⁻) do solo com o aumento das doses de aplicação de BDFN e de BDFE, embora os mesmos não tenham sido estatisticamente significativos, em relação ao controlo (Tabela 5.2.4).

Tabela 5.2.4 – Efeito da aplicação de diferentes doses de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de azoto nítrico (g kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	6.90a	7.82a	9.50a	8.25a	10.2a	ns
2000	7.10a	9.90ab	11.2b	10.8b	14.2c	***
2003	7.05a	12.5b	15.7bc	16.8c	19.5c	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Estes resultados, à semelhança dos resultados obtidos relativamente ao conteúdo de NT no primeiro ano, diferem daqueles obtidos no ensaio de estufa (solo LUC), também no primeiro ano. Recordamos que a aplicação de BDFN promoveu aumentos significativos do teor de NNO_3^- , para qualquer uma das doses utilizadas, e a aplicação de BDFE promoveu aumentos do mesmo parâmetro para as três doses mais elevadas (Tabelas 5.1.1 e 5.1.3). Esta diferença contudo está em consonância com a observação feita sobre a mineralização menos acentuada dos resíduos no ensaio de campo, conforme se avançou na discussão dos resultados sobre o teor de COT do solo.

Apesar de não se terem verificado aumentos significativos no teor de NNO_3^- do solo, no primeiro ano de estudo, estes resultados revelaram que não terá ocorrido imobilização biológica do azoto nítrico, devido à descompensada relação C/N potenciada pelo resíduo. Já foi demonstrado que a degradação de resíduos que contêm uma elevada percentagem de carbono orgânico solúvel pode conduzir à imobilização do N inorgânico através da sua incorporação nos tecidos microbianos (Bernal et al., 1997), os quais terão de ser mineralizados para que o azoto fique novamente disponível para as plantas (Jakobsen, 1995). Este fenómeno foi reportado por outros investigadores que realizaram ensaios com resíduos de azeite. Ordoñez et al. (1999) supuseram uma perda de quase 30 kg ha^{-1} de azoto nítrico nas parcelas tratadas com 20 Mg ha^{-1} de BDFN, encontrando, tal como Sierra et al. (2007), justificação para este resultado na possível perturbação da actividade das bactérias envolvidas no ciclo do azoto. Kavdir e Killi

(2008) avaliaram os efeitos da aplicação de composto de BDFN sobre o conteúdo de azoto amoniacal e nítrico e constataram que o primeiro foi significativamente incrementado com a aplicação do resíduo, em relação ao controlo, para qualquer uma das doses aplicadas. O conteúdo de NNO_3^- , contudo, diminuiu com o aumento da dose de aplicação do resíduo. Uma das razões apontadas pelos investigadores, para esta diminuição, foi também a imobilização microbiana do azoto inorgânico, a qual, segundo os autores, provavelmente aumenta directamente com a dose de aplicação do resíduo em causa.

Os resultados anteriores estão de acordo com a avaliação do comportamento das comunidades bacterianas envolvidas no ciclo de azoto, realizada por Di Serio et al. (2008) em solos tratados com águas ruças. Esta avaliação permitiu perceber que a actividade dos grupos de bactérias responsáveis pela decomposição das formas orgânicas de azoto em ião amónio (amonificação), e pela conversão de nitrato em óxido de azoto (bactérias desnitrificantes), permaneceram elevadas no solo tratado com o resíduo. Mas, por outro lado, a actividade das bactérias nitrificantes e nitrosificantes foi inibida, provavelmente devido ao abaixamento do pH provocado pela incorporação das águas ruças, e pela acumulação de azoto, na forma amoniacal, produzida pela actividade das bactérias amonificantes.

Voltando aos resultados apresentados na Tabela 5.2.4, verifica-se que após o segundo ano de aplicações dos resíduos no solo o teor de NNO_3^- aumentou significativamente em todas as parcelas tratadas (excepto tratamento BDFN1, do mesmo ano). Estes resultados evidenciam uma mineralização dos compostos azotados dos resíduos e sugerem que, a haver ocorrido imobilização de N nítrico, a partir do segundo ano ter-se-á estabelecido um equilíbrio entre o N imobilizado e aquele libertado a partir da massa microbiana. Resultados semelhantes foram alcançados por outros investigadores, como Madejón et al. (2003) que também reportaram aumentos significativos, em relação ao controlo, no teor de N nítrico de solos tratados com um composto de BDFN. Tejada e González (2004) também observaram uma produção superior de N nítrico dos solos tratados com águas ruças, a qual atribuíram à mineralização da matéria orgânica existente nos resíduos.

V.2.1.5. CARBONO ORGÂNICO SOLÚVEL

Como se pode observar na Tabela 5.2.5, no primeiro ano do ensaio não se registaram diferenças significativas no teor de carbono orgânico solúvel (COS), para qualquer um dos tratamentos, em relação ao controlo.

Tabela 5.2.5 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de carbono orgânico solúvel em água (g kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	0.241a	0.282a	0.380a	0.292a	0.310a	ns
2000	0.282a	0.933ab	1.84b	0.690a	0.951ab	***
2002	0.454a	0.482a	1.01b	0.360a	0.590a	***
2003	0.365a	0.591b	1.10c	0.490ab	0.705bc	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Estes resultados atestam a extensa mineralização do COS incorporado pelos resíduos e foram particularmente importantes atendendo à aplicação directa destes resíduos, principalmente do BDFN, mais rico em substâncias solúveis em água do que o BDFE. A partir do segundo ano, contudo, o tratamento BDFN2 conduziu a aumentos significativos no teor de COS, em relação ao solo controlo. No quinto ano do ensaio, observaram-se aumentos significativos deste parâmetro com qualquer uma das doses de BDFN e com a aplicação da dose mais elevada de BDFE.

Os solos tratados com o BDFN revelaram, assim, maiores quantidades de COS do que os solos tratados com o BDFE, independentemente da dose aplicada e do número de aplicações, o que se justifica pela sua composição mais rica em constituintes solúveis em água do que o BDFE. Apesar dos componentes de carbono solúveis em água serem aqueles primeiramente consumidos pelos microorganismos, a sua acumulação no solo

torna-se possível porque a incorporação acumulada de resíduos extravasa a capacidade da comunidade microbiológica em consumir esses compostos, principalmente quando o resíduo incorporado não contém um teor elevado de azoto. Saviozzi et al. (2001) apuraram que a mineralização do carbono orgânico do solo não aumenta linearmente com a quantidade de C adicionada, devido a uma diminuição da eficiência de decomposição da comunidade microbiana. Pascual et al. (1999) também observaram aumentos significativos no conteúdo de COS com a aplicação de resíduos orgânicos urbanos, para qualquer uma das doses de tratamento. Esta fracção da matéria orgânica foi a que apresentou a taxa de mineralização mais rápida, de todas as fracções estudadas pelos investigadores, diminuindo em 80 e 50% (resíduo fresco e compostado, respectivamente) em relação aos valores iniciais, durante o período de incubação. No final deste período, o conteúdo em COS nos solos tratados manifestou-se significativamente superior ao do solo controlo.

Estes resultados mereceram uma atenção particular, pois a forte actividade microbiológica pode conduzir à degradação da matéria orgânica indígena do solo e à imobilização do azoto inorgânico, através da incorporação nos tecidos microbianos. Também já foi demonstrado que a degradação de uma elevada percentagem de carbono orgânico solúvel pode conduzir a uma produção em flecha de dióxido de carbono, imediatamente após a sua aplicação nos solos, causando uma elevada concentração de dióxido de carbono, baixos níveis de oxigénio e consequente deficiência de oxigénio na rizosfera. As condições anaeróbias e redutoras no solo, por sua vez, têm a capacidade de solubilizar metais pesados (Bernal et al., 1997) o que poderá facilitar o transporte e acelerar a sua lixiviação através do solo, resultando no aumento do risco de contaminação dos aquíferos. O COS tem sido reconhecido como o principal transportador de metais residuais e contaminantes orgânicos, os quais, de outra forma, permaneceriam insolúveis e imobilizados (López-Piñeiro et al., 2007).

V.2.1.6. SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

Após a aplicação repetida de BDFN e BDFE observou-se um efeito positivo no teor de ácidos húmicos (AH) e ácidos fúlvicos (AF) do solo (Tabela 5.2.6). Em comparação com a amostra controlo, os solos tratados apresentam teores mais elevados

destes componentes, alcançando-se as maiores percentagens para as doses mais elevada de ambos os resíduos (BDFN2 e BDFE2).

Estes resultados vêm ao encontro de resultados publicados por outros investigadores, relativamente ao efeito da aplicação de resíduos de lagar de azeite sobre o teor de substâncias húmicas. Brunetti et al. (2005) que aplicaram num solo bagaços, natural e extractado, procedentes de sistemas de extração de três fases, obtiveram aumentos nos conteúdos de AH e AF nos solos tratados, em comparação com o solo controlo. Num trabalho posterior, em que os solos foram tratados com águas ruças, Brunetti et al. (2007) também reportaram aumentos no conteúdo de AH e AF. Por último, refere-se o trabalho de Altieri e Esposito (2008) que utilizaram misturas de BDFN com resíduos orgânicos estruturantes, tendo também registado conteúdos de AH e AF superiores nos solos tratados.

Observando a Tabela 5.2.6, constata-se que os aumentos das concentrações das substâncias húmicas foram superiores nos solos tratados com o BDFN do que nos solos tratados como o BDFE, apesar de os aumentos significativos no conteúdo em AH apenas se verificam após três anos consecutivos de aplicação dos resíduos e para a dose mais elevada de BDFN.

Tabela 5.2.6 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (g kg^{-1}) e índice de humificação

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
AF						
1999	2.30a	2.72a	2.39a	2.53a	2.79a	ns
2000	2.42a	3.36ab	5.05b	3.12ab	3.76ab	*
2002	2.46a	4.77b	5.48b	4.29b	4.85b	***
AH						
1999	2.51a	2.82a	2.56a	2.17a	2.80a	ns
2000	2.16a	4.28a	5.35a	3.74a	3.73a	ns
2002	2.61a	6.61bc	7.49c	4.26ab	7.00c	***
IH						
1999	19.6a	19.2a	19.0a	17.2a	21.9a	ns
2000	16.0a	23.4a	20.4a	20.1a	17.6a	ns
2002	19.9ab	29.7b	21.1ab	13.9a	20.0ab	*

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. AF – ácidos fúlvicos; AH – ácidos húmicos; IH – índice de humificação. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores com a mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Este resultado sugere que a constituição em substâncias húmicas dos resíduos é determinante para o efeito produzido nas substâncias húmicas do complexo solo-resíduo, facto que pode ser comprovado pelo trabalho de Tejada et al. (2007). Neste trabalho, os investigadores caracterizaram quatro resíduos orgânicos diferentes: composto de restos de algodão, um subproduto de lagar de azeite de duas fases, lamas de depuração e a fracção sólida de RSU. O composto de algodão e o resíduo do lagar manifestaram um conteúdo muito superior em AH, em relação aos outros dois resíduos,

lamas de depuração e RSU (89.8, 87.0, 16.6 e 6.3 g kg⁻¹, respectivamente). Pelo contrário, o conteúdo de AF dos subprodutos agrícolas revelou-se inferior ao dos resíduos urbanos (0.9, 0.6, 39.2 e 35.7 g kg⁻¹, respectivamente). Após a aplicação dos resíduos no solo, durante quatro anos, os resultados relativos às substâncias húmicas dos solos tratados, revelaram que o maior aumento da concentração de AH foi registada nos solos tratados com o composto de algodão e o subproduto do lagar, enquanto a maior taxa de aumento de AF foi observada nos solos tratados com o RSU e as lamas de depuração. Os resultados anteriores confirmam que os resíduos mais ricos em AH produziram aumentos superiores na concentração em AH dos solos tratados, enquanto os resíduos com maior concentração de AF produziram aumentos superiores desta fracção, nos solos onde foram aplicados.

Considerando o efeito da aplicação de resíduos orgânicos urbanos sobre estes parâmetros, refere-se o trabalho publicado por Albiach et al. (2001). Estes investigadores aplicaram cinco resíduos orgânicos num solo: 24 Mg ha⁻¹ ano de composto de RSU, 24 Mg ha⁻¹ ano de lamas de ETAR, 24 Mg ha⁻¹ ano estrume de ovino, 2.4 Mg ha⁻¹ ano de um vermicomposto comercial e 100 L ha⁻¹ ano de uma solução comercial de ácidos húmicos. Os resíduos orgânicos testados aumentaram o conteúdo de substâncias húmicas, mas o composto de RSU foi o que deu origem aos maiores aumentos destas substâncias no solo. Este tratamento foi o único que produziu níveis de ácidos húmicos significativamente superiores aos da parcela controlo. As diferenças no conteúdo em matéria orgânica dos RSU e do estrume de ovino não justificam esta diferença, sugerindo que a composição química do composto de RSU é mais adequada para a produção de substâncias húmicas (Albiach et al., 2001), até porque é a que possui mais substâncias húmicas na sua constituição.

O nível de estabilidade da matéria orgânica dos resíduos também exerce uma influência importante no efeito da aplicação dos resíduos sobre as substâncias húmicas do solo. Pascual et al. (1999) observaram aumentos da fracção húmica da matéria orgânica do solo após 360 dias de incubação com resíduos orgânicos urbanos. Os conteúdos em substâncias húmicas dos diferentes tratamentos, para as maiores doses, foram significativamente superiores aos tratamentos com as doses mais baixas, e todos os solos tratados revelaram níveis superiores das substâncias húmicas, em relação ao

solo controlo. Contudo, tendo os investigadores comparado os efeitos dos resíduos em fresco e após compostagem, verificaram que apesar dos resíduos em fresco terem revelado um efeito mais espectacular sobre o conteúdo em carbono orgânicos dos solos, os resíduos compostados geraram conteúdos superiores em substâncias húmicas, no final do período de incubação.

Já foi comprovado que o processo de compostagem acarreta alterações nas substâncias húmicas dos resíduos. O trabalho publicado por Plaza et al. (2007) atesta estas alterações. Estes investigadores estudaram a evolução das substâncias húmicas durante a compostagem de lamas de águas ruças com podas de oliveira. Durante a fase inicial de compostagem, os AH da mistura eram caracterizados por um marcado carácter alifático, reduzido conteúdo em grupos funcionais de oxigénio e grupos acídicos, elevada presença de materiais proteicos, lenhina parcialmente modificada e estruturas polissacarídeas. Apresentavam ainda uma extensa heterogeneidade molecular, reduzido conteúdo em radicais livres e reduzida poli-condensação dos anéis aromáticos. Com o passar do tempo de incubação, ocorreu uma diminuição dos materiais alifáticos e dos hidratos de carbono, um aumento da oxigenação, dos grupos funcionais acídicos, dos grupos contendo S e N e um aumento da aromaticidade. As alterações nas propriedades químicas e na estrutura molecular foram consideravelmente mais evidentes nos AH do que nos AF. Estes resultados indicaram que a fracção dos AH é mais sensível ao processo de compostagem, do que a fracção de AF, sugerindo aos investigadores que os primeiros podem ser considerados indicadores mais fiáveis da evolução progressiva e da estabilidade alcançada pelas misturas de materiais, durante os processos de compostagem (Plaza et al., 2007).

Observando, de novo, os resultados do presente ensaio apresentados na Tabela 5.2.6, verifica-se que o índice de humificação mais elevado (29%) correspondeu aos solos tratados com a dose mais baixa de BDFN e o índice de humificação mais baixo (14%), aos solos tratados com a dose mais baixa de BDFE. O primeiro (BDFN) sofreu uma humificação tipo fúlvico-húmica ($AH:AF > 1.0$), enquanto o BDFE sofreu uma humificação húmico-fúlvica ($AH:AF < 1.0$) (Oriov, 1995). Este resultado sugere que a aplicação repetida de BDFE pode conduzir a uma diminuição da estabilidade da matéria orgânica nativa do solo, por aumentar a fracção de matéria orgânica não humificada.

Brunetti et al. (2005) obtiveram conclusões semelhantes em relação à aplicação de bagaço de três fases natural no solo, a qual aumentou a fracção de matéria orgânica não humificada mais do que as fracções humificadas.

As fracções húmicas dos correctivos orgânicos diferem das substâncias húmicas nativas do solo (Senesi et al., 2007), pois possuem conteúdos de grupos aromáticos e carboxilos mais baixos e carácter alifático, níveis de azoto e estruturas de polissacarídeos mais elevados. Assim, a composição, a estrutura e funcionalidades das substâncias húmicas dos solos tratados podem ser afectadas de diversas formas, dependendo da natureza, origem e taxa de aplicação dos resíduos.

Os resultados obtidos por Altieri e Esposito (2008) apontam para o incremento da qualidade do carbono orgânico dos solos tratados, no que respeita a uma evolução da humificação, observada em particular na mistura OMWM (contendo 72% BDFN descarado, 11% de restos de lã, 8.5% de palha de trigo e 8.5% de serradura). A explicação provável para o aumento do índice de humificação verificado nos solos tratados com este resíduo, durante o ensaio, residirá na presença do fertilizante orgânico azotado adicionado a este resíduo, que provavelmente terá aumentado a actividade específica de determinados microorganismos envolvidos nos processos de humificação durante o armazenamento aeróbio do resíduo (Altieri e Esposito, 2008). Brunetti et al. (2007) analisaram as modificações estruturais e funcionais das características dos AH nativos do solo, após a adição de AH incorporados através da aplicação dos dois resíduos (água ruça procedente de uma lagoa de estabilização e água ruça sujeita a digestão catalítica). As modificações induzidas nos AH pelo primeiro resíduo foram mais evidentes, sugerindo que a digestão catalítica das águas ruças, em relação às águas ruças procedentes da lagoa de estabilização, produz uma fracção de AH mais semelhante aos AH nativos do solo.

V.2.1.7. CONDUTIVIDADE ELÉCTRICA

Os resultados do efeito da aplicação do BDFN e BDFE sobre a condutividade eléctrica do solo (CE) são apresentados na Tabela 5.2.7. Apesar da CE do BDFN e do BDFE ser elevada (5.02 e 5.30 dSm⁻¹, respectivamente), após cinco anos de aplicações repetidas, apenas as parcelas tratadas com a dose superior de BDFE apresentam valores

de CE significativamente superiores às parcelas controlo. Este efeito a médio prazo não foi, contudo, suficiente para afectar adversamente o desenvolvimento das culturas, conforme se averiguará aquando da apresentação e discussão dos resultados sobre o efeito na produção do olival e no estado nutritivo das oliveiras (capítulo V.2.2).

Tabela 5.2.7 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a condutividade eléctrica

Ano	Controlo	BDFN 1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	0.427a	0.620ab	0.592ab	0.475a	0.549ab	*
2000	0.451a	0.517ab	0.596b	0.492a	0.508ab	*
2002	0,494a	0,620a	0,856b	0,909b	1,18c	**
2003	0.386a	0.565ab	0.602ab	0.534ab	0.928b	**

BDFN1: 30 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha⁻¹ de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha⁻¹ de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores com a mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes (p> 0.05).

Estes resultados são consistentes com aqueles obtidos no ensaio de estufa, anteriormente apresentados e discutidos (Tabelas 5.1.2 e 5.1.4), no qual a aplicação dos resíduos também não produziu alterações significativas no valor da CE dos solos. Resultados semelhantes foram também encontrados por outros investigadores, após o tratamento dos solos com resíduos similares, como os trabalhos apresentados por Brunetti et al. (2005), Kohler et al. (2008) e Altieri e Esposito (2008). O primeiro destes trabalhos resultou da aplicação de bagaços do sistema de extracção de três fases e os outros dois, da utilização de bagaços do sistema de extracção de duas fases.

Mas outros investigadores obtiveram resultados diferentes após aplicação de resíduos de lagares de azeite nos solos. O ensaio de Kavdir e Killi (2008), por exemplo, revelou aumentos da CE com o aumento da aplicação de composto de bagaço de azeitona, tendo o maior aumento ocorrido no solo tratado com a dose de aplicação de

resíduo mais elevada. Contudo, segundo os autores, os valores da CE obtidos foram inferiores ao valor limite para evitar problemas de salinidade. Tão-pouco detectaram qualquer efeito negativo nas propriedades dos solos, em resultado deste aumento da salinidade. Também o trabalho de Madejón et al. (2001) reportou aumentos da CE dos solos no segundo ano de incorporação dos compostos de BDFN, em relação ao solo controlo e à fertilização mineral, embora as diferenças não tivessem sido estatisticamente significativas. No terceiro ano, ano de avaliação do efeito residual dos tratamentos, a CE diminuiu em todos os solos tratados, embora os solos tratados com o composto de BDFN continuassem a exibir os valores mais elevados. Os autores atribuíram este abaixamento da CE à precipitação registada nesse ano, a qual, embora abaixo do valor médio para a região, terá contribuído para a dissolução e redistribuição dos catiões entre a solução do solo e o complexo de troca desse solo.

No que respeita à utilização de águas ruças, independentemente do tipo de tratamento prévio à sua utilização a que tenham sido submetidas, os resultados dos ensaios apontam, de uma forma geral, para aumentos deste parâmetro nos solos tratados. Assim, Paredes et al. (2005), que utilizaram composto de lamas de águas ruças, registaram aumentos significativos na salinidade dos solos tratados. Sierra et al. (2007), que utilizaram águas ruças procedentes de uma lagoa de estabilização, cuja acidez foi compensada com a adição de hidróxido de sódio, verificaram que a CE dos solos tratados aumentou com as doses de aplicação do resíduo. Neste ensaio, o tratamento correspondente à dose mais elevada, praticamente duplicou o valor da CE em relação ao controlo, pelo que os autores consideraram que essa aplicação poderia afectar negativamente as culturas mais sensíveis. Contudo, a CE dos solos diminuiu ao longo do período experimental, segundo os autores, devido à precipitação acumulada que terá eliminado os sais solúveis do solo.

Os resultados do trabalho de Di Serio et al. (2008) corroboram a diminuição da CE do solo em virtude da precipitação acumulada, após o aumento provocado pela aplicação de águas ruças. Estes investigadores utilizaram diferentes diluições de águas ruças e, um mês após a sua aplicação nos solos, observaram aumentos significativos no valor da CE dos solos. Mas, dois meses após o período inicial, os valores da CE dos solos regressaram aos níveis iniciais, à excepção do tratamento mais concentrado.

A aplicação deste tipo de resíduos pode ter um efeito inverso sobre a salinidade do solo, conforme demonstrado pelo trabalho de Walker et al. (2008). Estes investigadores utilizaram estrume de aves e composto de bagaço de duas fases num solo salino e constataram que estas aplicações promoveram significativamente o aumento da capacidade de troca catiónica e o seu teor em potássio de troca, o que terá limitado a entrada de sódio no complexo de troca do solo. Paralelamente, os resíduos orgânicos incrementaram o desenvolvimento das plantas (mais tolerantes à salinidade), através da incorporação de nutrientes como potássio e fósforo, conduzindo à redução simultânea de sódio e cloro devido à absorção por essas plantas.

V.2.1.8. pH

O efeito sobre o pH do solo, resultante da aplicação de resíduos orgânicos depende, entre outros factores, do pH de origem do resíduo utilizado. Os resíduos de lagares de azeite apresentam, de uma forma geral, um carácter ácido, mas se sujeitos a tratamentos prévios à sua utilização agrícola, o seu pH pode ser alterado, tornando-se neutros ou, até mesmo, alcalinos.

Conforme se pode observar na Tabela 5.2.8, o pH dos solos não foi significativamente afectado, após cinco anos de aplicação do BDFN e do BDFE, apesar do carácter ácido dos resíduos utilizados no presente trabalho. Assim, para as doses mais elevadas, e no último ano do ensaio, o pH diminuiu, em média, 0.12 e 0.17 unidades (BDFN e o BDFE, respectivamente) sem que, contudo, se tenham obtido diferenças significativas em relação ao solo controlo. Estes resultados evidenciam o forte poder tampão do solo utilizado neste estudo. De acordo com Tisdale e Nelson (1998), é de esperar um forte poder tampão em solos com elevado teor de argila e pH inicial elevado.

Tabela 5.2.8 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o pH

Ano	Controlo	BDFN 1	BDFN 2	BDFE 1	BDFE 2	F-ANOVA
1999	8.14a	8.06a	7.97a	8.12a	8.02a	ns
2000	8.07a	8.00a	7.94a	8.01a	7.98a	ns
2002	7,90a	7,91a	7,89a	7,85a	7,79a	ns
2003	8.03a	8.01a	7.91a	8.02a	7.86a	ns

BDFN1: 30 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha⁻¹ de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha⁻¹ de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores com a mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes (p > 0.05).

Os resultados obtidos no ensaio de campo diferem daqueles observados durante o ensaio de estufa, em que no ano de incorporação dos resíduos, o pH do solo LUC, correspondente ao solo do olival, sofreu diminuições significativas com as doses de aplicação mais elevadas de ambos os resíduos (Tabelas 5.1.2 e 5.1.4). Por seu lado, os resultados do ensaio de campo vêm ao encontro de resultados obtidos em ensaios semelhantes, como os ensaios realizados por Brunetti et al. (2005 e 2007) e Kholer et al. (2008), em que o pH dos solos tratados não sofreu alterações significativas, em relação aos solos controlo. Paredes et al. (2005) também não verificaram alterações significativas no pH do solo, após a aplicação de diferentes compostos de águas ruças.

Resultados diferentes foram obtidos por Kavdir e Killi (2008) que reportaram uma diminuição do valor do pH do solo, após a incubação do solo com os resíduos de lagares de azeite. Os valores de pH diminuíram com o aumento das doses de resíduos aplicadas. Clemente et al. (2007) também observaram uma diminuição significativa, inicial, do pH do solo sujeito a tratamento com bagaço de duas fases (8.0 e 7.4 no controlo e parcelas tratadas com bagaço, respectivamente), o que atribuíram às características ácidas do bagaço. Contudo os valores de pH dos tratamentos não foram estatisticamente diferentes em amostragens posteriores, tendo mesmo o pH das parcelas tratadas com o bagaço subido de 7.4 em Março de 2003, para 8.0 em Dezembro do mesmo ano,

provavelmente, segundo os autores, devido à degradação dos compostos orgânicos ácidos no solo.

A recuperação do valor inicial do pH dos solos, após a diminuição provocada pela aplicação de resíduos de lagar, também foi reportada por Piotrowska et al. (2006). Estes investigadores registaram uma diminuição inicial do pH de amostras de solo (incubadas com águas ruças, numa quantidade equivalente a $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, correspondente à dose superior), de 8.1 para 7.4. Contudo, este valor aumentou gradualmente e, no final do período de incubação, o pH do solo tratado aproximou-se do controlo. Os autores atribuíram a diminuição inicial do pH à natureza ácida do resíduo. Di Serio et al. (2008), que analisaram os efeitos da aplicação directa de águas ruças em duas profundidades do solo, encontraram valores de pH ligeiramente inferiores no solo da camada superficial (10-20 cm), alteração que imputaram também à natureza ácida do resíduo. No solo da camada mais profunda (20-40 cm) e com o tratamento mais concentrado, o pH revelou-se ligeiramente superior ao controlo. Segundo os autores, esta diferença ficou a dever-se à produção de amónio pelas bactérias, após a degradação da matéria orgânica introduzida pelo resíduo, e à elevada entrada de potássio no complexo de troca argiloso do solo, que terá produzido reacções de hidrólise alcalinas.

Os resultados dos trabalhos publicados sobre o efeito da aplicação de resíduos de lagar no valor do pH dos solos reflectem, de uma forma geral, a natureza ácida ou alcalina dos resíduos usados. Estes resíduos são normalmente ácidos, mas os processos de tratamento a que são sujeitos podem alterar-lhes esta característica. As águas ruças depositadas em lagoas de estabilização são, frequentemente, tratadas com sais para compensar a sua acidez, resultando num resíduo alcalino. Sierra et al. (2007), por exemplo, aplicaram lamas destas águas ruças, com um pH excepcionalmente elevado (8.5) num solo e, quatro meses depois, registaram um aumento considerável no valor de pH desse solo, significativamente diferente do controlo e proporcional às taxas de aplicação. Os investigadores atribuíram esta alteração à natureza alcalina do resíduo.

V.2.1.9. FÓSFORO ASSIMILÁVEL

A concentração de fósforo nos bagaços de duas fases não é muito elevada quando comparada com composto de RSU ou lamas de ETAR. Este aspecto, associado ao facto

de a sua natureza ser fundamentalmente orgânica, determina que as alterações no conteúdo deste elemento no solo, por aplicação deste resíduo, não sejam relevantes (Ordoñez et al. 1999). De qualquer forma, como se pode observar na Tabela 5.2.9, o efeito da aplicação de BDFN e BDFE sobre o teor de fósforo assimilável (P) revelou-se significativo.

Tabela 5.2.9 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural e bagaço duas fases extractado sobre o teor de fósforo assimilável (mg kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	10.0a	19.8a	30.4a	15.1a	23.8a	ns
2000	11.1a	24.3b	33.3b	21.4ab	27.3b	***
2002	11.8a	33.2b	50.6c	31.4b	48,7c	***
2003	12.6a	43.4b	62.8c	42.7b	53.8bc	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Após dois anos de aplicação destes resíduos, o conteúdo de P assimilável aumentou de valores baixos para valores médios e, após cinco anos, aumentou de valores baixos para valores elevados, segundo a classificação proposta por Olsen et al. (1954). Os aumentos no teor de P assimilável foram, assim, superiores nos solos tratados com as doses mais elevadas dos resíduos e, entre estes, nos solos tratados com o BDFN, o que se explicará pelo facto do BDFN conter, em média, um teor de P superior ao BDFE. Estes resultados divergem grandemente daqueles observados no ensaio de estufa, onde a incorporação dos resíduos produziu diminuições significativas no teor de P assimilável particularmente evidentes com a aplicação das doses mais elevadas, não só no ano de aplicação dos resíduos com no ano seguinte em que foram avaliados os efeitos residuais dos tratamentos (Tabelas 5.1.2 e 5.1.4). Este facto põe em

evidência a necessidade de conduzir o ensaio de campo, podendo confirmar ou não os resultados obtidos no ensaio de estufa. O aumento no conteúdo de P assimilável foi observado por outros autores em ensaios de aplicação de resíduos semelhantes. Brunetti et al. (2007), Sierra et al. (2007) e Di Serio et al. (2008) reportaram aumentos significativos no teor de P assimilável em solos tratados com águas ruças. Estes últimos fizeram inclusivamente notar as vantagens económicas e ecológicas resultantes destes tratamentos, uma vez que os incrementos proporcionados no nível do fósforo podem reduzir, ou mesmo evitar, a utilização de fertilizantes químicos deste elemento.

O trabalho apresentado por Madejón et al. (2001) equipara o efeito da aplicação de um composto orgânico com o efeito produzido pela fertilização química, no que respeita ao teor de fósforo assimilável. Neste ensaio, apesar das elevadas quantidades de P aplicadas através do fertilizante químico, superiores às do composto (uma mistura de 76% de bagaço de azeitona, 17% de melaço e 6% de leonardite), os valores médios de P assimilável no solo, após a primeira colheita foram semelhantes nos dois tratamentos. As produções da cultura instalada (milho), sendo ligeiramente superiores no solo sujeito ao tratamento com fertilização química, não foram significativamente superiores às produções obtidas no solo fertilizado com o composto.

Ainda em relação a ensaios com águas ruças, referem-se outros trabalhos cujos resultados foram positivos no que concerne ao conteúdo de P dos solos. Paredes et al. (2005) observaram uma tendência de aumento do conteúdo de P assimilável nos solos tratados com composto de lamas de águas ruças, principalmente para as doses mais elevadas, apesar de esta concentração ter diminuído devido ao consumo, durante o desenvolvimento da cultura. Os investigadores atribuíram esta diminuição à extracção de P pelas plantas e à imobilização do P, na forma de fosfatos de cálcio. Piotrowska et al. (2006) registaram uma evolução semelhante do fósforo num solo tratado com águas ruças, durante um ensaio de incubação. O conteúdo de P assimilável sofreu um aumento brusco até 56 mg kg^{-1} na fase inicial de incubação no solo tratado com a dose superior de resíduo ($36 \text{ ml } 100 \text{ g}^{-1}$ de solo), seguindo-se uma constante diminuição dos valores deste parâmetro com o tempo de incubação, apesar de se manter significativamente superior ao controlo. O aumento imediato do conteúdo de P do solo também foi reportado por Mechri et al. (2007) que investigaram o efeito, a curto prazo, da aplicação

de diferentes doses (0, 30, 60, 100 e 150 m³ ha⁻¹) de águas ruças sobre as propriedades do solo. Neste ensaio, os aumentos no conteúdo de P assimilável foram significativos para qualquer uma das doses aplicadas, em relação ao controlo. Relativamente ao efeito da utilização de bagaços, no trabalho de Brunetti et al. (2005) em que foram utilizados bagaços secos procedentes de um sistema de extracção de três fases, verificou-se que estes não produziram diferenças significativas nos teores de P assimilável no solo. Ordoñez et al. (1999) obtiveram incrementos superiores a 3 kg ha⁻¹ de P no horizonte superficial das parcelas tratadas com BDFN.

Com os resultados obtidos neste trabalho (Tabela 5.2.9), foi possível observar uma forte relação linear entre o teor de P assimilável no solo e o P total aplicado pelos bagaços BDFN e BDFE, independentemente da fonte de P, após um, dois e cinco anos de aplicações repetidas dos bagaços, ($r^2 = 0.982, 0.954$ e $0.864, p < 0.001$, respectivamente). Este facto corrobora outros estudos que revelaram que a aplicação acumulada de compostos, mais do que a fonte de P, determinou a sua disponibilidade nos solos (Eghball e Power, 1999; Cooperband et al., 2002).

Por fim, realça-se o facto de o aumento de P assimilável, em resultado da utilização dos resíduos de lagares de duas fases, além de conduzir ao desenvolvimento das culturas, poder também aumentar o conteúdo de fósforo solúvel nas águas de escorrência e, conseqüentemente, conduzir à contaminação das águas superficiais (López-Piñeiro et al., 2009), representando este último, um efeito que merecerá uma atenção particular por parte dos investigadores.

V.2.1.10. POTÁSSIO ASSIMILÁVEL

Como se observa na Tabela 5.2.10, as aplicações dos bagaços BDFN e BDFE produziram incrementos significativos no teor de potássio assimilável (K) do solo, em relação aos solos das parcelas controlo, logo no primeiro ano de aplicação dos resíduos. Estes aumentos foram superiores no solo tratado com as doses mais elevadas dos resíduos e, entre os resíduos, o BDFN foi o que produziu maiores aumentos.

Tabela 5.2.10 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de potássio assimilável (mg kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN 1	BDFN 2	BDFE 1	BDFE 2	F-ANOVA
1999	235a	491b	467b	325b	370b	**
2000	344a	758b	1010c	627b	764b	***
2002	198a	765b	1522c	933b	1361c	***
2003	250a	792b	1330c	1107bc	1345c	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Os resultados do ensaio de campo, relativamente ao efeito da aplicação dos resíduos sobre o teor de K assimilável no solo, foram semelhantes àqueles obtidos no ensaio de estufa (Tabelas 5.1.2 e 5.1.4). Contudo, no ensaio de estufa, no primeiro ano, o BDFN produziu menores aumentos, neste parâmetro, do que o BDFE. As aplicações sucessivas dos resíduos produziram aumentos significativos no conteúdo de K dos solos e, no último ano de ensaio, esses aumentos foram superiores nos solos tratados com o BDFE, para qualquer um dos tratamentos (Tabela 5.2.10). Assim, no último ano do ensaio, o conteúdo de K assimilável aumentou, em relação ao controlo, 216, 432, 343 e 438%, com os tratamentos BDFN1, BDFN2, BDFE1 e BDFE2, respectivamente. Estes resultados confirmam que a aplicação directa no solo, de qualquer um dos resíduos, poderá ser usada como forma de fornecimento alternativo de potássio aos solos pobres neste nutriente; revertem-se ainda de elevada importância para os solos mediterrânicos, expostos frequentemente a situações de seca, pois uma fertilização adequada em K conduz a uma melhor tolerância das plantas a este tipo de situações. (Lopez-Granados et al., 2004).

O aumento do conteúdo de K assimilável, de uma forma geral, foi observado nos diversos trabalhos relativos à aplicação de resíduos de lagares de azeite nos solos, uma vez que estes resíduos contêm elevadas concentrações deste nutriente (Ordoñez et al.,

1999). As aplicações de composto de águas ruças (Paredes et al., 2005), ou de águas ruças sem tratamento (Brunetti et al., 2007; Mechri et al., 2007; Di Sério et al., 2008), assim como bagaços do sistema de três fases (Brunetti et al., 2005), composto de BDFN (Madejón et al., 2001) e BDFN (Ordoñez et al., 1999) produziram, todas, aumentos significativos nas concentrações de K dos solos tratados. O trabalho de Piotrowska et al. (2006) que resultou de um ensaio de incubação de amostras de solos com águas ruças, permitiu perceber que, apesar do elevado conteúdo em K destes resíduos, o seu efeito no solo sobre a concentração do mesmo nutriente no solo, não é linear. A dose de resíduo mais elevada produziu um aumento brusco no teor de K na fase inicial, tendo diminuído ao longo do período de incubação, apesar de se manter sempre significativamente superior ao controlo. O tratamento com a dose menos elevada, não produziu um aumento brusco do teor de K na fase inicial, embora tenha sido superior ao controlo, mas aumentou progressivamente com o tempo de incubação. Contudo, voltando aos resultados da Tabela 5.2.10, destaca-se que no final do ensaio de campo, os tratamentos com BDFN e BDFE produziram um aumento linear do potássio assimilável no solo, relativamente às doses de resíduos aplicadas ($r^2=0.876$; $p < 0.001$), reflectindo as elevadas quantidades de K contidas nos mesmos.

V.2.1.11. ESTABILIDADE ESTRUTURAL

A aplicação de BDFN e de BDFE aumentou significativamente estabilidade da estrutura (EA) do solo, avaliada pela percentagem de agregados estáveis em água, em relação ao controlo. As aplicações sucessivas dos bagaços conduziram a aumentos na proporção de agregados estáveis, em relação às parcelas não tratadas, de 64, 73, 12 e 34% para os tratamentos BDFN1, BDFN2, BDFE1 e BDFE2, respectivamente (Figura 5.2.1), revelando que a aplicação do BDFN foi mais efectiva para o aumento dos valores deste parâmetro, do que o BDFE.

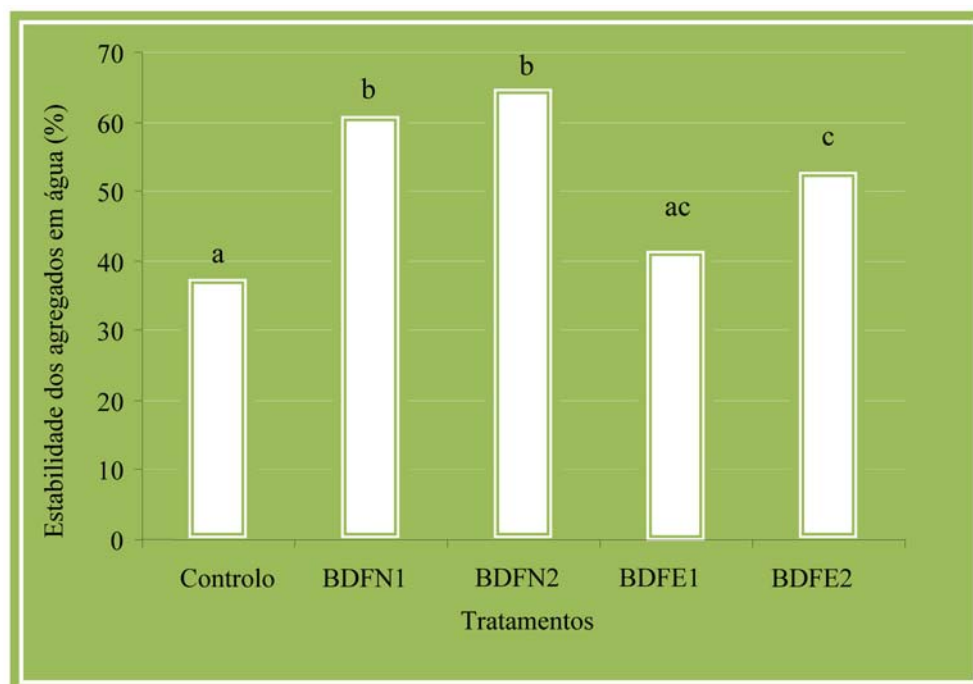


Figura 5.2.1 - Efeito da aplicação de bagaço de duas fases natural (BDFN) e extractado (BDFE) sobre a estabilidade dos agregados durante os cinco anos de ensaio. Barras com a mesma letra para um dado tratamento não são significativamente diferentes ($p > 0.05$)

De acordo com González e Tejada (2004) e García-Orenes et al. (2004) o aumento da estabilidade dos agregados pode ser atribuído a um aumento no conteúdo de matéria orgânica induzida pela aplicação dos resíduos de lagar de duas fases, BDFN e BDFE, nos solos. Segundo os resultados do ensaio de Ojeda et al. (2008), a estabilidade dos agregados correlacionou-se melhor com as reservas lábeis da material orgânica, como o carbono da biomassa microbiana ou os hidratos de carbono extraíveis. A investigação consistiu no estudo do efeito de da incorporação de três tipos de lamas de águas residuais (composto, lama fresca e lama seca termicamente) em doses equivalentes a 10 Mg de matéria seca por hectare, sobre propriedades físicas do solo. Os resultados consistiram no aumento da estabilidade dos agregados de 14.0, 13.5 e 5.7%, respectivamente e, dois anos após a aplicação dos resíduos, os seus efeitos sobre a estabilidade dos agregados ainda era detectável. Os dados relativos à estabilidade dos agregados revelaram uma correlação significativa entre o tipo de resíduo e o tamanho dos agregados. Os resultados indicaram ainda que a lama fresca, em comparação com os outros dois resíduos, tem menor influência na estabilidade estrutural do solo. Neste

caso, a percentagem de agregados estáveis em água correlacionou-se positiva e significativamente ($r=0.849$; $p < 0.01$) com o COS e não significativamente ($r^2=0.599$; $p > 0.05$) com o COT, indicando que apenas algumas fracções da matéria orgânica participam na estabilidade estrutural do solo. Estes resultados são consistentes com Sun et al. (1995) que reportaram que o material orgânico em bruto deve ser o mais eficaz para aumentar a agregação do solo e que, apesar de produzir melhorias menos imediatas do que outras alternativas, terá um efeito de duração mais longa.

No ensaio de Kavdir e Killi (2008), as aplicações de composto de bagaço de duas fases (2, 4 e 8%, p/p) também aumentaram significativamente o valor da estabilidade dos agregados dos solos estudados, comparados com o controlo, um mês após o início do período de incubação. A aplicação da taxa mais elevada aumentou a estabilidade dos agregados em 90%, revelando-se um aumento estatisticamente significativo em relação ao solo controlo. Os autores também verificaram que o aumento dos teores de COS aumentou a estabilidade dos agregados. Uma análise de correlação revelou uma relação directa entre o CO do solo e os valores de estabilidade dos agregados do primeiro solo ($r^2=0.72$, $p < 0.05$) e do segundo solo ($r^2=0.61$, $p < 0.05$), um mês após a incubação. Bastida et al. (2007), por sua vez observaram uma correlação positiva entre a percentagem de agregados estáveis em água e as diferentes fracções de carbono orgânico estudadas (COS e COT), após tratamento do solo com RSU fresco.

V.2.1.12. BASES DE TROCA CATIONICA

Cálcio

Conforme se pode observar na Tabela 5.2.11, a aplicação dos bagaços BDFN e BDFE produziu, no primeiro ano do ensaio, decréscimos significativos no teor de cálcio (Ca), em relação ao controlo.

Tabela 5.2.11 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de cálcio ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	35.5a	33.5ab	31.1b	31.8b	27.5c	***
2000	33.4a	32.7a	32.4a	34.6a	35.4a	ns
2002	33.3a	34.6a	30.5a	34.2a	32.2a	ns
2003	39.2a	38.3a	34.8a	38.2a	28.9b	**

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Estas diminuições podem ter estado relacionadas com a natureza ácida dos resíduos aplicados. Na realidade, o BDFE, que apresentava um pH inferior ao BDFN, produziu um efeito mais notório na diminuição do teor de Ca. Embora a aplicação dos resíduos não tenha conduzido a diferenças significativas no pH do solo LUC, facto que se atribuiu ao forte poder tampão do mesmo, observaram-se diminuições no valor deste parâmetro (Tabela 5.2.8), indiciando também o efeito da aplicação destes resíduos de natureza ácida.

Resultados semelhantes foram obtidos por Piotrowska et al. (2006) no ensaio de incubação de amostras de solo com diferentes diluições de águas ruças. No final do período de incubação, ambos os tratamentos produziram diminuições significativas na concentração de Ca dos solos, o que os autores atribuíram à natureza ácida do resíduo e à sua capacidade em aumentar a salinidade. As aplicações de BDFN realizadas no ensaio de Ordoñez et al. (1999) praticamente não produziram alterações no conteúdo de Ca dos solos. Os resultados tenderam para um aumento deste conteúdo, mas sem que se verificassem diferenças significativas em relação ao controlo. Madejón et al. (2001), de forma mais evidente, registaram aumentos significativos no teor de Ca dos solos tratados com composto de BDFN, no segundo ano do ensaio. Neste ensaio em particular, a partir do primeiro ano, os tratamentos não produziram diferenças

significativas no teor de Ca dos solos, à excepção da dose mais elevada de BDFE, no último ano do ensaio (Tabela 5.2.11).

Magnésio

A aplicação dos resíduos, BDFN e BDFE, produziu, no primeiro ano do ensaio aumentos no teor de magnésio (Mg) dos solos, embora apenas o BDFN tenha gerado aumentos significativos em relação ao controlo (Tabela 5.2.12). Resultados semelhantes foram obtidos por Ordoñez et al. (1999) nos solos tratados com um resíduo da mesma natureza.

Tabela 5.2.12 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de magnésio ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
1999	1.26a	2.40bc	2.20b	1.98ab	1.99ab	**
2000	1.76a	1.90a	1.95a	1.67a	1.61a	ns
2002	1.99a	2.38a	2.58a	2.18a	2.28a	ns
2003	1.66a	2.50b	2.92bc	3.08c	1.75a	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Nos anos seguintes do ensaio, com excepção do último, não se observaram diferenças significativas entre o teor de Mg dos solos tratados e o controlo (Tabela 5.2.12). No último ano, correspondente à quinta aplicação sucessiva dos resíduos, os tratamentos com o BDFN voltaram a produzir aumentos significativos nos níveis de Mg, em relação ao controlo. Em relação à utilização de águas ruças, os resultados do trabalho de Mechri et al. (2001) revelaram que as duas doses, de aplicação dos resíduos, mais baixas produziram aumentos significativos no conteúdo de Mg dos solos tratados, enquanto as duas doses mais elevadas produziram uma diminuição significativa deste

conteúdo, em relação ao controlo (facto que os autores não comentaram). No ensaio de Piotrowska et al. (2006) o conteúdo de Mg dos solos tratados aumentou inicialmente, mas no final do ensaio diminuiu em relação ao controlo, em qualquer um dos tratamentos.

Sódio

Conforme se pode observar na Tabela 5.2.13, o teor de sódio (Na) aumentou significativamente em todos os tratamentos, no primeiro ano do estudo, em relação ao controlo e os aumentos foram superiores nos solos tratados como BDFN. Estes aumentos podem ter sido provocados pela permuta do sódio presente no complexo de troca com o potássio, incorporado em grande quantidade pelos resíduos.

Tabela 5.2.13 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de sódio ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)

Ano	Controlo	BDFN 1	BDFN 2	BDFE 1	BDFE 2	F-ANOVA
1999	0.052a	0.133c	0.119c	0.085b	0.078b	***
2000	0.049a	0.067b	0.061ab	0.070b	0.048a	*
2002	0.072a	0.072a	0.070a	0.145c	0.113b	***
2003	0.058ab	0.044a	0.048a	0.056ab	0.071b	*

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores seguidos de mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Com a continuidade dos tratamentos, contudo, os níveis de Na dos solos tratados com o BDFN igualaram os níveis do solo controlo, não se registando diferenças significativas entre eles. O BDFE, por sua vez, no quarto ano de tratamentos conduziu a aumentos no teor de Na dos solos, mas os valores tenderam a diminuir no ano seguinte. Ao contrário, Ordoñez et al. (1999) não observaram aumentos significativos no

conteúdo de Na das parcelas tratadas com BDFN. Piotrowska et al. (2006), e à semelhança do comportamento das outras bases de troca, observaram alterações variáveis e contraditórias nos níveis de Na dos solos tratados com águas ruças. Assim, no início do período de incubação, ambos os tratamentos produziram aumentos significativos no conteúdo de Na de troca dos solos tratados, em relação ao controlo, mas no final deste período, o tratamento mais elevado conduziu a uma diminuição significativa de Na de troca e o tratamento com a dose mais reduzida, não conduziu a diferenças significativas no teor de Na do solo, em relação ao controlo. Já Mechri et al. (2007) observaram diminuições significativas no conteúdo de Na de troca nos solos tratados com qualquer uma das doses de aplicação das águas ruças. Madejón et al. (2001) também não obtiveram diferenças significativas no conteúdo de Na de troca dos solos tratados com o composto de BDFN, nos dois anos de aplicação dos resíduos no solo. Mas, no terceiro ano, correspondente à fase do ensaio em que foram avaliados os efeitos residuais dos tratamentos, os solos tratados com este composto apresentavam um teor de Na de troca significativamente superior ao controlo (provavelmente resultante da mineralização da matéria orgânica).

V.2.1.13 CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA

A aplicação de BDFN e de BDFE no solo conduziu a aumentos significativos nos valores da CTC dos solos, em todos os tratamentos, relativamente ao controlo, a partir do primeiro ano do ensaio (Tabela 5.2.14). Estes resultados diferiram daqueles obtidos no ensaio de estufa, onde apenas o BDFE produziu aumentos significativos na CTC do solo, no ano de incorporação dos resíduos (Tabela 5.1.3). No ano segundo ano do ensaio de estufa, contudo, observaram-se aumentos significativos no valor da CTC do solo em todos os tratamentos, assim como uma correlação linear entre o valor de COT e a CTC para ambos os tratamentos ($r = 0.806$ e $r = 0.859$, $p < 0.01$, respectivamente), o que indicia que, provavelmente, o aumento da CTC foi devido ao aumento de COT dos solos.

Tabela 5.2.14 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre a capacidade de troca catiónica ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)

Ano	Controlo	BDFN 1	BDFN 2	BDFE 1	BDFE 2	F-ANOVA
1999	17.3a	29.4c	20.7ab	21.8b	21.3b	***
2000	17.2a	20.7b	20.5b	19.1ab	19.2ab	ns
2002	30.2b	36.0c	25.9a	24.4a	23.7a	***
2003	24.4a	26.5ab	24.9a	26.8ab	29.6b	ns

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Os aumentos no valor da CTC observados nos solos tratados com o BDFN e BDFE, no ensaio de campo, são assim consistentes com os aumentos de teor de COT observados também no primeiro ano. Madejón et al. (2001) também atribuíram as variações no valor da CTC dos solos à evolução das diferentes fracções do COT do solo, observando aumentos na CTC do solo relacionáveis com os aumentos de COT. Incrementos da CTC do solo após incorporação do composto de águas ruças foram também reportados por Paredes et al. (2005). A incubação de solo com diferentes diluições de águas ruças, no ensaio de Piotrowska et al. (2006), não conduziu a diferenças significativas na CTC dos solos incubados com a dose menos concentrada do resíduo e produziu uma diminuição, também significativa, no solo incubado com a dose mais concentrada do resíduo.

V.2.1.14. MICRONUTRIENTES ASSIMILÁVEIS

O efeito da aplicação dos bagaços, BDFN e BDFE, sobre o conteúdo de micronutrientes são apresentados na Tabela 5.2.15. Conforme se pode observar, no primeiro ano, o tratamento do solo com BDFN e com BDFE produziu aumentos significativos no conteúdo de Fe, em todos os tratamentos, nos conteúdos de Cu, no tratamento BDFN2 e no conteúdo de Mn nos tratamentos BDFE1 e BDFE2. O conteúdo de Zn não sofreu alterações significativas. Clemente et al. (2007) também observaram

aumentos significativos no conteúdo de Fe, Cu e Mn dos solos tratados com BDFN, no primeiro ano do ensaio, os quais foram atribuídos à diminuição do pH do solo. A disponibilidade do Zn, por sua vez, não foi significativamente afectada.

Voltando à Tabela 5.2.15, verifica-se que os aumentos no conteúdo de Fe se acentuaram com as sucessivas aplicações dos resíduos, particularmente nas parcelas tratadas com o BDFN. Contudo os valores obtidos enquadram-se nas classes de fertilidade muito baixa a baixa para o Fe, segundo classificação proposta por Sillanpaa (1982).

A disponibilidade de Cu não voltou a revelar, nos restantes anos do ensaio, diferenças significativas em relação ao controlo, enquanto o Zn e o Mn, após alguma variabilidade de comportamento, no final do ensaio revelaram aumentos estatisticamente significativos, em relação ao controlo, nas parcelas tratadas com a dose mais elevada do BDFN e ambas as doses de BDFE. Os valores mais elevados, tanto de Zn, como de Mn, não ultrapassam contudo os limites máximos da classe de fertilidade média para estes micronutrientes (Sillanpaa, 1982).

Tabela 5.2.15 – Efeito da aplicação de bagaço duas fases natural (BDFN) e de bagaço duas fases extractado (BDFE) sobre o teor de ferro, cobre, zinco e manganês extraíveis (mg kg⁻¹)

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
Fe						
1999	9.80a	12.3b	13.2b	13.5b	12.3b	*
2000	5.26a	9.79c	10,6d	8.32b	9.00bc	***
2002	7.53a	13.5bc	26.8d	10.0ab	15.0c	***
2003	5.87a	14.9c	19.3d	11.1c	13.6bc	***
Cu						
1999	4.04a	4.61ab	4.99b	4.68ab	4.64ab	ns
2000	4.85a	4.79a	4.88a	5.03a	5.87a	ns
2002	5.18a	6.87a	7.56a	7.41a	7.07a	ns
2003	7.34a	6.79a	8.03a	7.78a	8.97a	ns
Zn						
1999	1.25a	0.871a	1.30a	0.940a	1.47a	ns
2000	0.692a	0.780a	0.871ab	1.06b	0.753a	ns
2002	0.551a	0.810a	1.74b	0,830a	1.56b	**
2003	0.674a	0.920ab	1.45bc	1.28bc	1.55c	*
Mn						
1999	13.4a	11.3abc	13.1ab	10.0c	10.4bc	ns
2000	7.73a	10.0ab	13.0b	9.24a	11.0ab	ns
2002	16.3a	25.9b	31.9c	25.2b	30.7c	***
2003	10.9a	17.0ab	23.1bc	26.3c	30.0c	**

BDFN1: 30 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha⁻¹ de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha⁻¹ de BDFE *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores de uma mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes (P> 0.05).

À excepção da disponibilidade do conteúdo de Fe, estes resultados assemelham-se àqueles obtidos por Clemente et al. (2007) ao longo do ensaio realizado. Neste último, a diferença na disponibilidade de Fe e Cu deixou de ser significativa, em relação ao controlo e as concentrações em Mn assimilável, pelo contrário, foram significativamente superiores ao controlo, em todos os tratamentos, apesar dos valores do pH não serem diferentes dos do controlo. Segundo os investigadores, os tratamentos orgânicos podem incrementar a toxicidade do Mn ao criarem um ambiente fortemente redutor, devido à depleção de oxigénio provocada pela intensa actividade microbiológica e por produzir substâncias orgânicas que dissolvem o Mn. Podem ter ocorrido reacções redox entre os óxidos de Fe e Mn e os compostos orgânicos do BDFN. O modelo para oxidação no Mn envolve ligação dos compostos orgânicos, através dos grupos fenólicos ou carboxílicos, seguida da transferência de electrões, com a consequente libertação do metal reduzido, Mn^{2+} . Assim, os compostos fenólicos abundantes no BDFN podem ter sido responsáveis pelo aumento da solubilidade do Fe e, particularmente, do Mn. Piotrowska et al. (2006) também reportaram aumentos significativos nos conteúdos de Fe e Mn disponíveis, após a adição de águas ruças aos solos. Estes aumentos foram superiores na fase inicial de incubação, embora o conteúdo de Mn tenha incrementado com as crescentes doses de águas ruças, durante todo o período do ensaio.

V.2.2. EITOS DA APLICAÇÃO DO BAGAÇO DE DUAS FASES NATURAL (BDFN) E DO BAGAÇO DE DUAS FASES EXTRACTADO (BDFE) SOBRE A PRODUÇÃO DE AZEITONA

A Figura 5.2.1 apresenta a produção de azeitona alcançada no segundo e quinto anos após a aplicação repetida de BDFN e BDFE. A variabilidade observada na produção entre os dois anos (em qualquer um dos tratamentos, incluindo o controlo) foi, possivelmente, devida ao comportamento de alternância, típico das oliveiras.

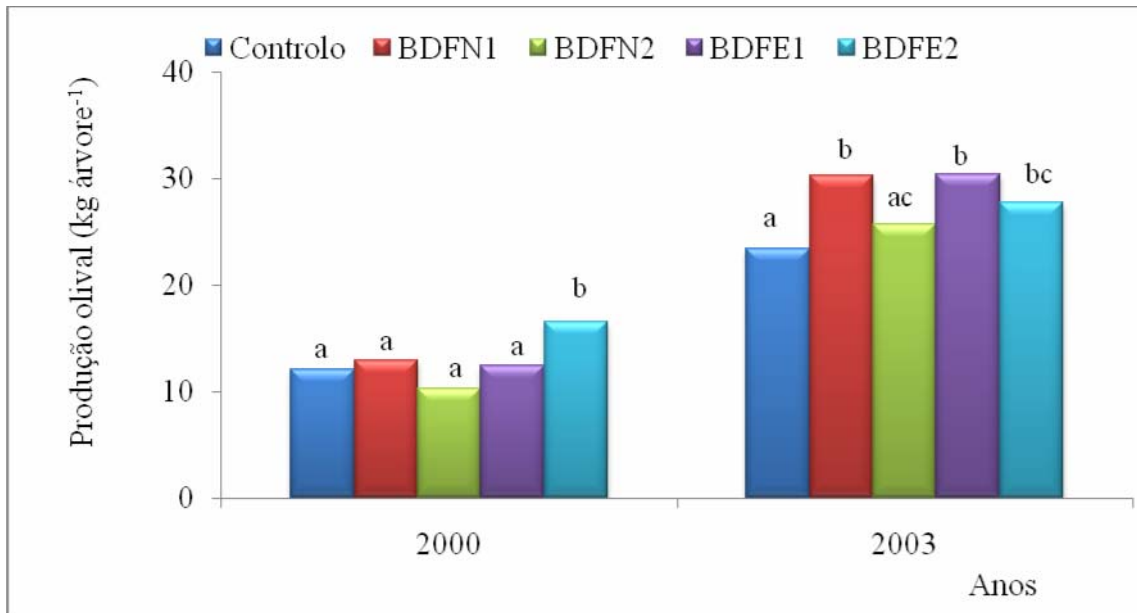


Figura 5.2.1 – Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre produção do olival nos anos de 2000 e 2003. Barras com a mesma letra não são significativamente diferentes.

No segundo ano do ensaio, apenas se verificou um aumento significativo na produção das unidades experimentais sujeitas ao tratamento BDFE2. Este aumento foi de 36%, em relação ao controlo. Mas após os cinco anos de aplicação repetida de BDFN e BDFE, a produção aumentou significativamente, para todos os tratamentos, com excepção do BDFN2. Assim, o aumento na produção foi 29, 9,8, 30 e 19% para BDFN1, BDFN2, BDFE1 e BDFE2, respectivamente. Este facto sugeriu que terá ocorrido uma conveniente biodegradação dos resíduos no solo, mesmo para as aplicações mais elevadas, confirmando que a aplicação directa destes bagaços pode ser usada como um tratamento para sustentar e melhorar a produção do olival.

A produção do olival, à semelhança de outras culturas arbóreas, depende de um conjunto de factores genéticos e ambientais que podem parcialmente ser modificados através de técnicas culturais adequadas. As alterações genéticas recaem no âmbito do melhoramento das espécies, tema que transcende os objectivos do presente estudo. Quanto aos factores ambientais, neste caso os factores edáficos do olival, estes sofreram modificações significativas com os tratamentos efectuados, nomeadamente o aumento de alguns componentes do solo responsáveis pela sua fertilidade. Como se viu, o teor de

matéria orgânica, a capacidade de troca catiónica, a disponibilidade de nutrientes e a percentagem de agregados estáveis, foram propriedades do solo que melhoraram com a aplicação dos resíduos. Estas propriedades terão assim contribuído para os aumentos de produção obtidos.

Aguilar et al. (1996) estabeleceram uma hierarquização de parâmetros edáficos com influência na produtividade do olival, através do estudo de 199 explorações situadas na província de Jaén (Espanha), submetidas a um regime tradicional de mobilização reduzida. Os resultados colocaram o conteúdo em macronutrientes praticamente no final da listagem de parâmetros, acima apenas da idade do olival, o que significa que a simples fertilização mineral do olival não será suficiente para alterar significativamente a sua produtividade. Os parâmetros que encabeçam a lista hierárquica relacionam-se com as temperaturas dos meses de Janeiro, Fevereiro e Maio. Segue-se a precipitação anual, espessura do solo, declive da parcela, conteúdo em matéria orgânica e capacidade de troca catiónica do horizonte superficial, conteúdo em N, P e K (por esta ordem) e, por último, idade do olival. Considerando esta hierarquização, fica claro que o aumento da produção do olival do nosso ensaio se deveu à melhoria dos parâmetros referidos, principalmente o aumento do teor de matéria orgânica, da capacidade de troca catiónica e da disponibilidade em nutrientes do solo.

Ainda, em relação ao efeito da aplicação do BDFN e do BDFE sobre a produção do olival constatou-se que as doses mais elevadas de ambos os resíduos conduziram a menores produções, em relação às doses mais baixas (Figura 5.2.1). Este aspecto poderá estar relacionado com a elevada concentração de fenóis e outros componentes tóxicos nos resíduos aplicados, os quais terão inibido o desenvolvimento e a produção das oliveiras. Ainda assim, relembra-se que as doses de resíduos mais elevadas foram ensaiadas para testar uma aplicação exagerada dos resíduos e que estes resultados confirmam o excesso cometido, nomeadamente no que diz respeito ao efeito sobre a produção.

Os resultados apresentados por Altieri e Esposito (2008), provenientes de um ensaio de aplicação do mesmo tipo de resíduos num olival, não evidenciaram diferenças significativas na produtividade, entre os solos tratados e o solo controlo. Estes

resultados levaram os investigadores a concluir que a aplicação repetida, durante cinco anos, de resíduos de lagar de duas fases, não afectou negativamente a produção das oliveiras. A produção nas parcelas tratadas foi semelhante à das oliveiras das parcelas controlo, tratadas com um fertilizante mineral comum, neste caso a ureia. Recorda-se contudo que a dose de aplicação dos resíduos desse ensaio foi de 9 Mg ha^{-1} , bastante inferior à dose mais baixa usada no presente trabalho (30 Mg ha^{-1}) e que, apesar dos resíduos procederem de lagares de duas fases, foram aplicados após o seu descaroçamento e a mistura com materiais orgânicos higroscópios, como restos de lã, palha de trigo e aparas de madeira, tendo sido armazenados em sacos de rede durante três meses antes da sua utilização. As diferenças dos tratamentos efectuados entre os dois ensaios podem estar, assim, na base das diferenças obtidas na produção dos olivais.

Os resultados apresentados na Tabela 5.2.18 são consistentes com aqueles obtidos relativamente à cultura de trigo, no ensaio de estufa, previamente discutidos neste trabalho (capítulo 5.1.2) em que, no segundo ano de estudo, a aplicação de BDFN e de BDFE produziu aumentos significativos na produção de trigo (Tabelas 5.1.5 e 5.1.9). Resultados semelhantes haviam sido obtidos por Brunetti et al. (2005) que aplicaram resíduos procedentes de sistemas de extracção de três fases (água ruça e bagaço seco), num ensaio de campo com acultura de trigo. Estes investigadores reportaram incrementos significativos na produção total de grão, relacionando este efeito positivo principalmente com o aumento do conteúdo de matéria orgânica nos solos tratados.

Na verdade, os resíduos de lagares de azeite, procedentes dos vários sistemas de extracção e submetidos, ou não, a processos de tratamento prévio, têm sido objecto de ensaios de fertilização de diversas culturas. Brunetti et al. (2007) investigaram o efeito, na produção de trigo, da aplicação de diferentes doses de águas ruças procedentes de uma lagoa de estabilização e de águas ruças sujeitas a uma digestão catalítica. Os resultados revelaram que todos os tratamentos produziram aumentos significativos na produção total de trigo. Paredes et al. (2005), por sua vez, avaliaram o efeito da aplicação de compostos de águas ruças sobre a produção de beterraba sacarina (*Beta vulgaris L.*). O composto usado resultou da mistura de águas ruças com resíduos de algodão e lamas de depuração. Aplicaram o composto em taxas de 30 e 60 Mg ha^{-1} . Os resultados não revelaram diferenças significativas na produção da cultura, quer entre as

duas taxas de aplicação, quer em relação à parcela controlo, submetida a uma fertilização mineral, indicando o elevado valor fertilizante do composto, para as taxas de aplicação usadas.

Tomati et al. (1996), também haviam obtido produções de milho semelhantes, entre as parcelas tratadas com 60 Mg ha⁻¹ de composto de águas ruças e as parcelas controlo, tratadas com fertilizante inorgânico, sustentando a teoria de que a fertilização com o resíduo orgânico substitui eficazmente a fertilização mineral. A aplicação do mesmo composto produziu incrementos na produção de cevada (*Hordeum vulgare L.*), apesar de a fertilização mineral ter sido inicialmente mais efectiva. O composto aplicado no primeiro ano do tratamento suportou, no ano seguinte, uma produção superior àquela obtida nas parcelas fertilizadas de novo com adubo mineral, revelando um notável efeito residual. Os resultados do mesmo ensaio, mas com plantas hortícolas, revelaram que o composto foi capaz de satisfazer integralmente as suas necessidades nutricionais, quando aplicado nas doses adequadas, o que dependeu da espécie.

Num ensaio muito semelhante ao anterior, Cegarra et al. (1996) compararam o efeito de duas taxas de aplicação (30 e 60 Mg ha⁻¹) de dois compostos de águas ruças (um preparado a partir do resíduo em fresco e outro preparado a partir de lamas procedente de tanques de evaporação), sobre a produção de diversas culturas. As produções de ambas as espécies hortícolas usadas no ensaio, beterraba sacarina e alface (*Lactuca sativa L.*) não diferiram significativamente das produções obtidas no controlo (com fertilização mineral). Em relação à cevada, a produção de biomassa total e de grão foram claramente superiores na cultura colhida dos blocos com tratamento mineral, relativamente aos blocos sujeitos ao tratamento com os compostos. Contudo, os autores quiseram realçar que a produção de grão teve uma representação superior na biomassa total das plantas fertilizadas com as doses mais elevadas dos compostos, em comparação com a mesma relação para as plantas com fertilizante mineral (50 e 40%, respectivamente). Ainda no mesmo trabalho, os autores reportam resultados da aplicação dos resíduos sobre a produção de azevem (*Lolium perenne L.*). A produção desta cultura fertilizada com os compostos de águas ruças foi, em todos os casos, superior às produções registadas nas parcelas fertilizadas com adubos minerais e

controle (sem qualquer tratamento). As maiores produções corresponderam ao segundo corte e as produções mais baixas ao terceiro corte.

Por último, Cegarra et al. (1996) apresentam os resultados da produção de couve-galega (*Brassica oleracea* L.) após o tratamento com os mesmos compostos. Apesar da grande variabilidade, os resultados obtidos indiciam que a biomassa total da produção da cultura nos talhões fertilizados com composto não foi significativamente diferente da produção no controle.

As produções mais elevadas nas culturas tratadas com resíduos orgânicos são normalmente atribuídas à melhoria das condições do solo, através do fornecimento suplementar de C proveniente dos resíduos. Mas o trabalho de Antolín et al. (2005) revelou que outros factores podem ter contribuído para o aumento de produção da cevada nas parcelas tratadas com lamas de depuração, durante três anos consecutivos. Em primeiro lugar, os autores apontam a correlação significativa entre a concentração de proteínas nas folhas jovens e a produção ($r=0.430$, $p < 0.05$); depois, a forte correlação entre o teor de matéria seca, medido à emergência das espigas, e o peso final do grão e o número de espigas ($r=0.740$, $p < 0$ e $r=0.790$, $p < 0.001$, respectivamente). Estes dados sugeriram que a aplicação das lamas pode ter induzido um desempenho superior da cultura por se terem melhorado as condições iniciais de desenvolvimento das plantas. Courtney e Mullen (2008) também avaliaram os coeficientes de correlação entre a produção de cevada e os parâmetros dos solos (tratados com compostos orgânicos). Nos tratamentos SMC (spent mushroom compost), os teores de NT, Ca, K e Mg, correlacionaram-se com a produção de grão ($r^2 = 0,647$; $0,483$; $0,540$ e $0,397$, $p < 0,05$, respectivamente). Os autores, que observaram aumentos na produção de grão com o aumento das doses de aplicação dos resíduos, atribuíram este comportamento ao aumento na disponibilidade de nutrientes obtido através dos compostos.

Relativamente ao efeito da aplicação de outros resíduos sobre a produção do olival, refere-se o trabalho de Aguilar et al. (1996). Estes investigadores avaliaram o efeito da aplicação de composto de RSU na produção do olival, reportando diferenças significativas ($p < 0.10$) no segundo ano de aplicação dos resíduos. A aplicação dos resíduos, em diferentes olivais, produziu aumentos médios de produção entre 50 e 80%. Os autores, contudo, fizeram notar que a região onde decorreu o ensaio, em regime de

sequeiro, esteve sujeita a um período de seca durante quatro anos consecutivos. O baixo teor de humidade dos solos terá ocasionado uma mineralização lenta da matéria orgânica aplicada, não sendo de esperar de imediato os efeitos positivos na disponibilidade de nutrientes contidos nos resíduos, particularmente em culturas lenhosas. Para os autores, esses resultados seriam mais evidentes pelos menos três anos após a aplicação dos resíduos, apesar de os resultados obtidos se considerarem já muito animadores.

De facto, os tratamentos orgânicos do solo podem gerar elevados efeitos residuais na produção das culturas, conforme se constatou no ensaio de estufa deste trabalho e no trabalho apresentado por Madejón et al. (2001), por exemplo. O efeito residual dos resíduos orgânicos não é exclusivo dos resíduos de bagaços de azeitona, como se pode comprovar através do trabalho de Antolín et al. (2005). Estes investigadores apresentaram resultados sobre a produção de cevada em parcelas tratadas com uma única aplicação de lamas de depuração (RS) e a aplicação acumulada de lamas de depuração, durante três anos (CS), em comparação com uma fertilização mineral (M) e um controlo não tratado. A produção aumentou nas parcelas tratadas com os fertilizantes orgânicos e mineral, em todos os anos, mas esses efeitos positivos foram mais evidentes no segundo ano. As produções nos blocos CS e RS foram superiores em 47 e 40%, respectivamente, em comparação com o controlo não tratado, revelando um acentuado efeito residual do tratamento RS na produção da cultura. Apesar de o efeito residual não se fazer sentir no terceiro ano do ensaio, os resultados deste trabalho evidenciam claramente o efeito positivo do tratamento dos solos com resíduos orgânicos urbanos sobre a produção das culturas, à semelhança dos resultados obtidos por Aguilar et al. (1996) no ensaio de olival.

Por último, refere-se ainda o trabalho de Mantovi et al. (2005). Estes investigadores avaliaram o efeito da aplicação repetida de lamas de depuração sobre a produção da rotação das culturas trigo – milho – beterraba sacarina, em relação à fertilização mineral, comum para estas culturas. Os resíduos aplicados, a taxas de 5 e 10 Mg ha⁻¹ (MS), foram obtidos durante as diferentes fases de tratamento das lamas. A sua aplicação conduziu a produções, em todas as culturas, equivalentes àquelas obtidas com as maiores doses de fertilizante mineral, levando os autores a concluir sobre o interesse

destes resíduos numa perspectiva agronómica. Após quatro ciclos de rotação, doze anos de aplicação repetida dos resíduos, os resultados obtidos permitiram concluir que estes resíduos podem, segundo os autores, substituir completamente as fertilizações minerais, gerando produções semelhantes, se aplicados a uma taxa adequada.

V.2.3. EITOS DA APLICAÇÃO DE BAGAÇO DE DUAS FASES NATURAL (BDFN) E DE BAGAÇO DE DUAS FASES EXTRACTADO (BDFE) SOBRE O ESTADO NUTRITIVO DAS OLIVEIRAS

Os resultados do efeito da aplicação das diferentes doses de BDFN e de BDFE sobre a concentração de azoto, fósforo e potássio nas folhas do olival em estudo, apresentam-se na Tabela 5.2.16. A discussão destes resultados será feita para cada um dos elementos, separadamente.

O azoto, fósforo e potássio são nutrientes essenciais para a produção das oliveiras. As concentrações destes nutrientes podem ser correctamente quantificadas através das análises foliares, sendo esta a melhor ferramenta, não só para determinar o estado nutritivo das plantas, como para estabelecer os planos de fertilização das culturas. Este método baseia-se no facto de a folha ser o principal ponto do metabolismo da planta, sendo que alterações no fornecimento de nutrientes se reflectem na composição foliar. A concentração de nutrientes na folha está relacionada com a performance da cultura (Fernández et al., 2007).

Tabela 5.2.16 – Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de azoto (N), fósforo (P), potássio (K) (g kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
N						
1999	16.7a	15.6a	14.1a	16.3a	15.8a	ns
2000	17.8a	20.4b	20.2b	19.7b	20.2b	**
2003	14.1a	16.8b	17.7b	15.7b	17.0c	**
P						
1999	1.60a	1.79a	1.71a	1.67a	1.75a	ns
2000	1.47a	1.75b	1.72b	1.73b	1.76b	**
2003	1.04a	1.25a	1.27a	1.77b	1.56b	***
K						
1999	7.42a	6.61a	6.49a	7.72a	6.02a	ns
2000	9.49a	12.4ab	12.0ab	13.6b	13.6b	**
2003	10.6a	10.8ab	12.1bc	13.7c	12.4bc	***

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores com a mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Os limites de nutrientes considerados suficientes para a cultura da oliveira foram estimados em $N \geq 1.5\%$, $P \geq 0.1\%$ e $K \geq 0.8\%$ (López-Granados et al., 2004). Estes valores referem-se às concentrações dos nutrientes nas folhas recentemente maduras, colhidas em Julho, no hemisfério Norte, no terço médio dos rebentos do ano (Fernández-Escobar et al., 1999). Dada a elevada fertilidade do solo em que se desenvolveu o ensaio do presente trabalho, os teores de nutrientes encontrados nas folhas de qualquer um dos tratamentos, estiveram sempre acima do valor considerado limite, incluindo nas árvores controlo.

V.2.3.1. AZOTO

Em relação ao efeito da aplicação das diferentes doses de BDFN e BDFE sobre a concentração de azoto (N) foliar, conforme se pode observar na Tabela 5.2.16, no primeiro ano de tratamentos, não se produziram diferenças significativas nas plantas submetidas a qualquer uma das doses de aplicação de resíduos, em relação ao controlo. A ausência de resultados significativos no primeiro ano de ensaio pode ser justificada pela resposta lenta das culturas lenhosas aos fertilizantes (Aguilar et al., 1996). De facto, no ensaio de estufa, registaram-se aumentos na extracção de azoto pelo trigo logo no primeiro ano de estudo, embora esses aumentos apenas tenham sido estatisticamente significativos nas unidades submetidas ao tratamento com a dose mais elevada de BDFN (Tabelas 5.1.7 e 5.1.10) e apenas tenham ocorrido nas extracções de azoto pelo grão.

Voltando à Tabela 5.2.16, observa-se que apenas se verificaram diferenças significativas ($p < 0.05$) na concentração de azoto foliar, entre os vários tratamentos, a partir do segundo ano de aplicação dos bagaços. Para as doses mais elevadas de BDFN e BDFE, no segundo ano do ensaio, estes aumentos foram semelhantes entre si (cerca de 13.5%) e após cinco anos de aplicações repetidas, os tratamentos BDFN2 e BDFE2 produziram aumentos na concentração de azoto foliar de 25.5 e 21.0%, respectivamente. Na Figura 5.2.2 apresentam-se, na forma gráfica, os resultados obtidos relativamente à concentração de azoto foliar do olival. Estes resultados confirmaram as observações relativas ao aumento da disponibilidade de azoto inorgânico no solo, a partir do segundo ano de tratamentos com os bagaços (Tabela 5.2.4).

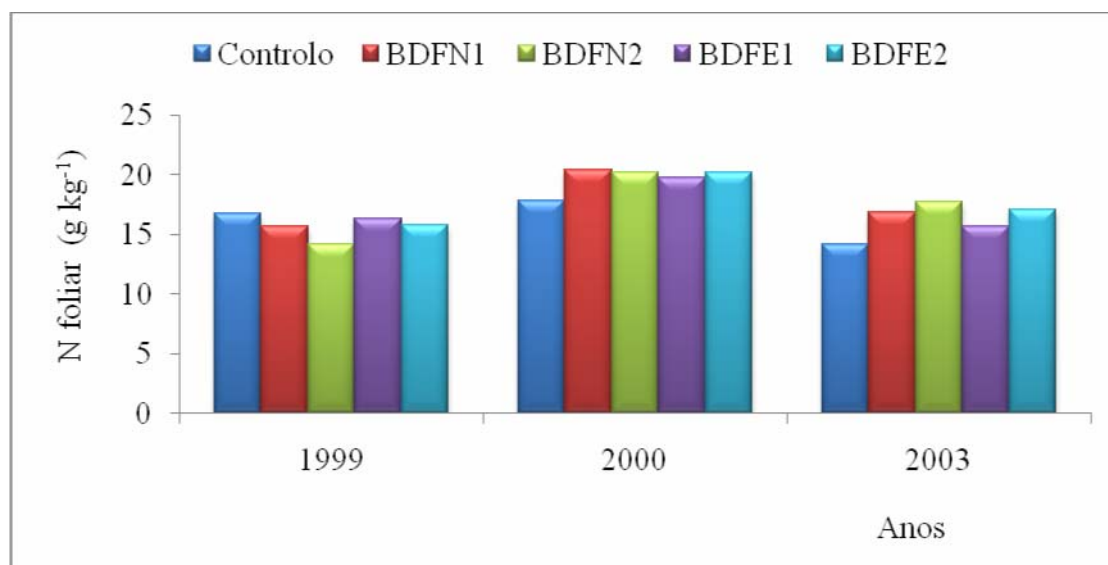


Figura 5.2.2 – Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de azoto foliar nas oliveiras.

Ao contrário destes resultados, Altieri e Esposito (2008) não observaram diferenças significativas nos níveis de azoto foliar entre as parcelas controlo e as parcelas tratadas com 9 Mg ha⁻¹ de resíduos de lagar de duas fases, durante os cinco anos do ensaio, o que levou os autores a suporem a não imobilização do azoto, apesar da elevada razão C/N dos resíduos. Os resultados de Altieri e Esposito (2008) foram consistentes com aqueles apresentados por Ordóñez et al. (data desconhecida) sobre o efeito da aplicação de lamas de depuração numa parcela de olival, durante 1 ano de ensaio. Neste trabalho, os autores não observaram diferenças significativas na percentagem de azoto nas folhas entre os diferentes tratamentos, alegando a escassa resposta à fertilização nítrica quando o estado nutritivo da planta, para este nutriente, é adequado (no olival não tratado, a percentagem de N foliar era de 1.64%). No ensaio de Altieri e Esposito (2008) as oliveiras apresentavam, antes dos tratamentos, um nível de azoto foliar também acima do nível de suficiência. Contudo, Aguilar et al. (1996) reportaram que a aplicação de composto de RSU em parcelas de um dos olivais conduziu a aumentos significativos no teor de N foliar, apesar de as árvores apresentarem níveis de N acima do limite de suficiência, logo no primeiro ano de aplicação dos resíduos.

Para melhor compreender o efeito da fertilização azotada sobre o estado nutritivo das oliveiras, refere-se o trabalho de Sánchez-Zamora et al. (1999). Estes investigadores, após uma investigação exaustiva, constataram que em Espanha os níveis de N utilizados no olival variavam de 9 a 350 kg ha⁻¹. Estes números significam que este nutriente se aplica frequentemente, ou por defeito ou por excesso. Neste sentido, os autores propuseram-se realizar ensaios de campo com o objectivo de otimizar a prática da fertilização azotada no olival. Para o efeito estabeleceram dois ensaios em olivais distintos e ao longo de quatro anos avaliaram, num deles, quantidades de N aplicado e formas de aplicação (aplicação no solo e nas folhas e aplicação apenas no solo) sobre o nível de N foliar, crescimento e produção das árvores. No segundo ensaio, estudaram os mesmos parâmetros após aplicação de azoto segundo os resultados da análise foliar anterior. Os resultados obtidos depois de quatro anos de ensaio revelaram que a concentração de N na folha aumentou significativamente quando o N se aplicou no solo e nas folhas. As aplicações exclusivas no solo não conduziram a alterações significativas na concentração de N foliar. Os resultados também indicaram que não houve diferenças significativas sobre o rendimento, o crescimento vegetativo, o tamanho do fruto ou o rendimento em gordura, entre as diferentes taxas de fertilização do olival (que foram de 0 a 1 kg árvore⁻¹). A falta de significância destes resultados foi atribuída, pelos autores, ao facto de os valores de N nas folhas se encontrarem acima do nível de suficiência (1.5%) em todos os tratamentos. Este aspecto veio ao encontro da hipótese de que não será necessária uma fertilização anual de N no olival para manter bons níveis de produção e crescimento. O diagnóstico anual mediante análises foliares pareceu ser a forma mais racional de orientar a fertilização azotada no olival.

Os trabalhos anteriores permitem perceber que o efeito da fertilização sobre o estado nutritivo do olival é complexo, nomeadamente no que diz respeito ao nível do azoto foliar. Nijensohn e Maffei (1996) apresentam resultados interessantes sobre esse efeito. Estes investigadores estabeleceram um ensaio complexo sobre fertilização de um olival de regadio, em regime de produção intensiva, com o objectivo de estabelecer os valores de concentração de nutrientes, e as suas relações, associados a produções elevadas, de escassa flutuação ao longo do tempo. Simultaneamente, pretenderam verificar a influência dos tratamentos fertilizantes sobre a composição foliar do olival. Entre os diversos resultados obtidos ao fim de três anos de experimentação, referem-se

aqueles sobre a influência da fertilização na composição foliar. Destes resultados, destaca-se a influência da fertilização azotada nos níveis de N foliar, ao contrário dos níveis de P e K foliares que não estiveram associados aos tratamentos que continham os respectivos nutrientes. Anualmente, registaram-se diferenças significativas positivas entre os teores de N foliar nas árvores que receberam fertilizantes contendo azoto (tratamentos N, NP e NPK), em relação àqueles que não receberam azoto (controlo e fertilização apenas com P). Por outro lado, a fertilização com P induziu um aumento significativo no conteúdo de N foliar, o que os investigadores explicaram, colocando a hipótese de que poderia estar relacionado com a intervenção de P na aceleração dos processos de mineralização da matéria orgânica ou/e estímulo da acção fixadora do N atmosférico por parte da flora microbiana.

Em relação ao efeito da aplicação de resíduos de lagares sobre o nível de azoto foliar de outras culturas, refere-se o trabalho de Cegarra et al. (1996). Estes investigadores prepararam diferentes compostos com águas ruças e avaliaram o efeito da sua aplicação sobre o estado nutritivo de diferentes espécies vegetais. Os efeitos observados variaram com a espécie. No que diz respeito ao conteúdo em N, das duas hortícolas usadas, a beterraba sacarina respondeu significativamente às doses mais elevadas dos dois compostos usados, enquanto a alface não foi afectada por nenhum dos tratamentos. O mesmo ensaio realizado em cevada não produziu aumentos na concentração de N no grão, nem na palha. Relativamente ao azevem, o conteúdo nos tecidos da planta em N foi superior nas amostras fertilizadas com os compostos, em relação aos outros dois tratamentos, nos dois primeiros cortes, registando-se diferenças mais evidentes no segundo corte. Contudo, no terceiro corte, o nível de N caiu abaixo do conteúdo das plantas sujeitas à fertilização mineral. Por último, o efeito sobre a couve-galega foi semelhante nas folhas jovens e nas folhas adultas, registando-se um conteúdo em N ligeiramente inferior nas plantas fertilizadas com os compostos em relação ao controlo.

Ainda neste sentido, referem-se trabalhos sobre o efeito da aplicação de outros resíduos no conteúdo em N das culturas. Antolín et al. (2005) trabalharam com lamas de depuração em cevada, comparando diferentes tratamentos (15 Mg ha^{-1} apenas num ano, 15 Mg ha^{-1} durante três anos consecutivos, tratamento inorgânico convencional e

controle não tratado). De uma forma geral, observaram concentrações de N foliar superiores em todos os tratamentos, em relação à parcela controle. Este incremento foi mais evidente no tratamento cumulativo, o que terá levado os autores a concordar que a aplicação anual regular de lamas tem um efeito cumulativo sobre o N residual e aumenta a reserva de N mineralizável do solo.

Caravaca et al. (2003) também observaram aumentos nos níveis de azoto foliar das espécies Aroeira (*Pistacia lentiscus*) e Piorno (*Retama sphaerocarpa*) após tratamento das parcelas com 6.7 kg m⁻² de composto de resíduos urbanos. Mantovi et al. (2005) obtiveram incrementos significativos na concentração de N foliar do trigo colhido nas parcelas tratadas com composto de lamas de ETAR. Pelo contrário, Aguilar et al. (1997) não verificaram diferenças significativas nos níveis de N foliar da vinha ou citrinos, nos dois anos de aplicação de composto de RSU.

V.2.3.2. FÓSFORO

Na generalidade dos solos, a disponibilidade do fósforo para as plantas é baixa, devido à baixa concentração de fósforo total dos solos, a qual pode representar um décimo do teor de azoto e um vigésimo do teor de potássio. Por outro lado, o fósforo está na sua maior parte em formas pouco assimiláveis para as plantas; mesmo o fósforo solúvel, adicionado ao solo, acaba por converter-se gradualmente em formas menos disponíveis para as plantas (Varenes, 2003). Esta disponibilidade pode ser melhorada através da adição de resíduos orgânicos no solo, na medida em que a matéria orgânica dos mesmos fornece fósforo de uma forma gradual (quer em formas orgânicas solúveis quer como em resultado da sua mineralização) e porque fornece ácidos orgânicos que competem com os locais de adsorção do fósforo, bloqueando-os (Varenes, 2003). A adição dos resíduos favorece ainda a disponibilidade de fósforo no solo através da quelatação dos catiões responsáveis pela formação de compostos insolúveis, ao reagirem com o fósforo (Mohanty et al., 2006).

Conforme se observa na Tabela 5.2.16, a aplicação de BDFN e BDFE teve um efeito positivo relativamente ao conteúdo de fósforo nas folhas de oliveira, conduzindo a aumentos na sua concentração, ainda que os mesmos apenas tenham sido estatisticamente significativos partir do segundo ano do ensaio. No segundo ano do

ensaio, à semelhança dos resultados do azoto foliar, a aplicação das diferentes doses de BDFN e BDFE produziu a aumentos significativos no conteúdo de fósforo foliar, sem que contudo se registassem diferenças significativas entre as doses de cada resíduo. Na realidade, neste ano, os valores médios do conteúdo de fósforo das folhas foram muito semelhantes entre as amostras dos quatro tratamentos com os bagaços, exibindo qualquer uma, um aumento 20%, em relação ao controlo. (Figura 5.2.3).

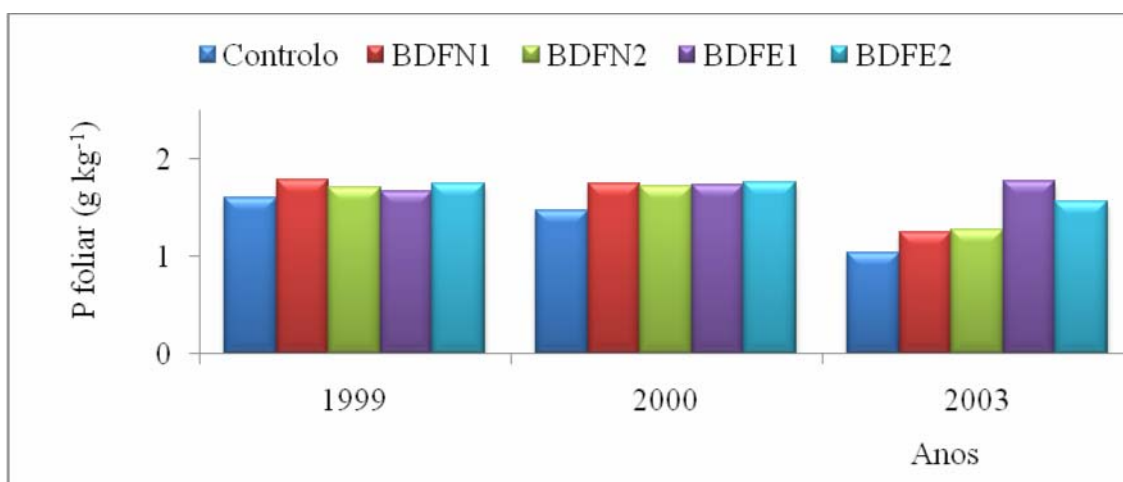


Figura 5.2.3 – Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de fósforo foliar nas oliveiras.

O aumento da absorção de fósforo foliar era de esperar com a utilização destes resíduos orgânicos ácidos, devido ao carácter alcalino do solo do olival que condicionava a disponibilidade deste nutriente (Aguilar et al. 1997). Embora ocorra retenção de fósforo para todos os valores de pH do solo, a disponibilidade deste nutriente para as plantas é maior entre pH 6,0 e 7,0 (Varenes, 2003). De acordo com os efeitos da aplicação do BDFN e do BDFE sobre o solo do olival, embora não se tenha registado diferenças significativas, o pH diminui 0.13 e 0.10 unidades com os tratamentos BDFN2 e BDFE2, respectivamente (Tabela 5.2.8). Recordamos que no ensaio de estufa, a extracção de fósforo pelo trigo (amostras cultivadas no solo LUC) também aumentou, embora no primeiro ano de estudo os aumentos deste parâmetro

tenham ocorrido no grão e, no segundo ano, na palha (Tabelas 5.1.7 a 5.1.10). Os aumentos na extracção de fósforo pelo trigo observaram-se principalmente nas unidades tratadas com BDFE. Assim, os aumentos na concentração de fósforo foliar vêm ao encontro dos resultados obtidos relativamente à disponibilidade do fósforo assimilável no solo, a qual no primeiro ano do ensaio se revelou superior nas parcelas tratadas, em relação ao controlo, mas apenas no segundo ano se manifestou de forma estatisticamente significativa (Tabela 5.2.9).

Mas resultados diferentes foram obtidos por Altieri e Esposito (2008). A aplicação de resíduos de lagar de duas fases num solo alcalino (pH 7.9), realizada no âmbito do ensaio destes investigadores, não produziu diferenças no conteúdo de P foliar, em relação às parcelas controlo. Contudo, para os autores, este foi um resultado interessante, na medida em que evidenciou uma não imobilização do P, apesar da elevada relação C/P dos resíduos usados (> 300). Os mesmos resultados foram obtidos por Ordóñez et al. (data desconhecida) após o tratamento com composto de lamas de depuração, não tendo sido observadas diferenças significativas no teor de P entre os diferentes tratamentos realizados em parcelas de olival.

Relativamente ao efeito da aplicação de resíduos de lagar sobre o fósforo foliar de outras espécies, faz-se novamente referência ao trabalho publicado por Cegarra et al. (1996) que utilizaram um composto de águas ruças. Segundo os resultados deste trabalho, o conteúdo em fósforo sofreu aumentos significativos na cultura de beterraba sacarina (*Beta vulgaris*), mas não na cultura de alface (*Lactuca sativa*), nas unidades tratadas com o composto. A cevada (*Hordeum vulgare*) também sofreu aumentos significativos no conteúdo de fósforo, mais importantes no grão do que na palha. No ensaio com azevem (*Lolium perenne*), os resultados do primeiro corte revelaram aumentos significativos no conteúdo de fósforo, não só em relação à unidade controlo, mas também em relação à unidade experimental onde foi aplicado um fertilizante mineral. No segundo corte, o conteúdo de P foliar foi semelhante em todos os tratamentos e no terceiro corte, esse conteúdo foi claramente superior nas plantas desenvolvidas com o fertilizante mineral. Para os autores ficou claro que o composto rapidamente disponibilizou a fracção mais facilmente degradável do P, mas no final do

ensaio, as concentrações de P bio-disponível estariam abaixo dos níveis de disponibilidade do fertilizante mineral.

No que diz respeito ao efeito de outros resíduos sobre o nível de P foliar, faz-se referência a alguns trabalhos nos quais foram utilizados resíduos urbanos. Os resultados do trabalho de Mantovi et al. (2005), referido anteriormente, exibiram aumentos significativos no nível de fósforo das plantas de trigo cultivadas nas parcelas onde foram aplicadas as lamas de ETAR. Caravaca et al. (2003) também observaram aumentos nos níveis de P foliar de aroeira (*P. lentiscus*) e piorno (*R. sphaerocarpa*) após tratamento das parcelas com composto de resíduos sólidos urbanos. Mas, pelo contrário, Aguilar et al. (1996) não registaram diferenças significativas, em relação ao controlo, no conteúdo de P foliar das amostras de olival fertilizadas com compostos de resíduos sólidos urbanos. Contudo, estes investigadores obtiveram resultados diferentes nas folhas de vinha das unidades fertilizadas com os mesmos compostos, os quais revelaram aumentos significativos no teor foliar deste elemento, em relação ao controlo, sobretudo no segundo ano de tratamentos.

O trabalho de Garg e Bahl (2008), por sua vez, disponibilizou resultados relativos a outros resíduos. Estes investigadores conduziram ensaios em estufa e de incubação para avaliar a disponibilidade de fósforo de diferentes resíduos orgânicos, assim como a absorção de P, proveniente dos mesmos, pela cultura de milho. Para o efeito usaram diversos resíduos orgânicos, como estrume de aviário, resíduos verdes e resíduos de culturas. Os resultados deste trabalho revelaram que a maior absorção de fósforo, pela cultura, foi obtida no solo tratado com o estrume de aviário e a mais baixa, no solo tratado com os resíduos culturais. O estrume de aviário foi aquele que revelou a maior actividade enzimática e a actividade diferenciada da enzima fosfatase foi, posteriormente, reflectida na dinâmica do P disponível. Por último, os investigadores confirmaram que a absorção total de P pelo milho aumentou com o aumento do nível de P inorgânico nos solos.

Mohanty et al. (2006) também investigaram a disponibilidade e a absorção de P, incorporado através da aplicação de estrumes, numa rotação cultural de amendoim-milho. Para o efeito utilizaram quatro fertilizantes orgânicos (resíduos agrícolas, estrume de aviário, vermicomposto e lamas de depuração) e um fertilizante mineral,

todos aplicados numa base equivalente de P igual a 17 mg kg^{-1} de solo. O fertilizante orgânico teve um efeito significativo na absorção de P, em ambas as culturas, em comparação com a fertilização mineral e o controlo. A aplicação das lamas de depuração produziu o maior aumento no conteúdo de P no amendoim. A aplicação de estrume de aviário contribui para a absorção mais elevada de P a partir do solo, o que poderá ser atribuído à maior produção de biomassa foliar nessa cultura, em relação aos outros.

V.2.3.3. POTÁSSIO

O potássio é normalmente o mais abundante de todos os nutrientes do solo. A sua disponibilidade para as plantas depende do teor do nutriente em solução, da capacidade de troca catiónica e de fixação do elemento no solo, da quantidade de potássio na estrutura dos minerais e da taxa de meteorização, da temperatura do solo (que influencia as taxas de meteorização do nutriente, o seu transporte e absorção pelas plantas), do teor de água no solo e dos níveis de outros catiões, tais como cálcio, magnésio ou sódio, que podem dificultar a sua absorção devido a antagonismo iónico (Varenes, 2003).

Os olivais da bacia Mediterrânica têm-se desenvolvido tradicionalmente em solos calcários, em regime de sequeiro, onde as carências de potássio têm sido descritas como um dos problemas nutricionais mais importantes desta cultura (Restrepo-Diaz et al. 2008a). Considerando que este nutriente é um elemento mineral extraído em grandes quantidades pelas azeitonas e que desempenha um papel importante na regulação do nível hídrico das oliveiras, é fácil compreender que o potássio constitui um problema nutricional no olival.

Observando os resultados apresentados na Tabela 5.2.16, verifica-se que o conteúdo de K foliar também aumentou após dois e cinco anos de aplicação dos bagaços. A aplicação de BDFN aumentou o conteúdo de K, mas este aumento apenas foi significativo ($p < 0.05$) para BDFN2 e após cinco anos de aplicação repetida do resíduo. O BDFE, por sua vez, aumentou o conteúdo de K foliar, para ambas as doses, logo no segundo ano do ensaio (Figura 5.2.4). Estes resultados poderão ser atribuídos aos elevados níveis de potássio contidos no BDFN e BDFE, facto que se reflectiu nos aumentos significativos da disponibilidade de potássio no solo (Tabela 5.2.10).

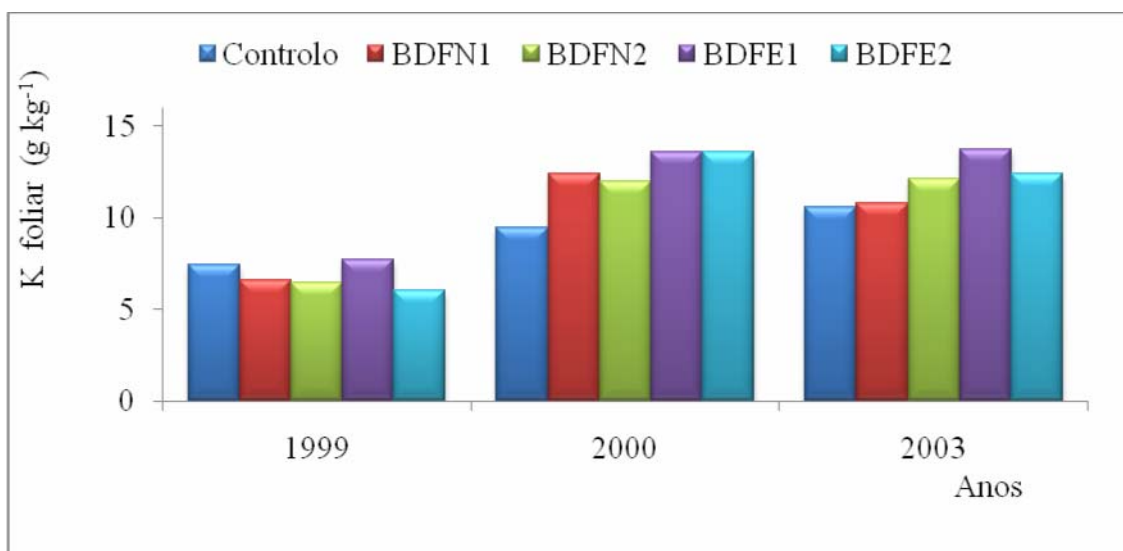


Figura 5.2.4 – Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de potássio foliar nas oliveiras.

Contudo, a aplicação de resíduos de lagar no solo de olival, realizada no âmbito do ensaio de Altieri e Esposito (2008), não produziu diferenças no conteúdo de K foliar, em relação às parcelas controlo. Os mesmos resultados foram obtidos por Ordóñez et al. (data desconhecida) após o tratamento com composto de lamas de depuração. Pelo contrário, Aguilar et al. (1996), à semelhança do que se verificou no nosso ensaio, registaram aumentos significativos no teor de K foliar, das oliveiras tratadas com compostos urbanos, em relação árvores controlo, no segundo ano de aplicação dos resíduos num solo alcalino.

É evidente que a divergência dos resultados destes trabalhos pode estar relacionada com um vasto conjunto de factores, nomeadamente aspectos inerentes aos próprios ensaios, como seja, por exemplo, a quantidade de resíduo aplicada – vimos, no caso do trabalho de Altieri e Esposito (2008), que a quantidade de bagaço aplicada foi bastante inferior à dose mais baixa usada no nosso ensaio. Contudo, Restrepo-Diaz et al. (2008a), que estudaram a resposta das oliveiras à fertilização potássica, perceberam que esta pode ser muito irregular, dependendo de condições como o regime hídrico e o nível de potássio das árvores.

Os resultados obtidos no ensaio de Restrepo-Diaz et al. (2008a) revelaram que, tanto em condições de estufa como de campo, as fertilizações potássicas aumentaram a concentração de K foliar, mas este efeito não foi regular. No ensaio de estufa, o status nutricional das plantas influenciou a absorção de potássio. Assim, as plantas com baixo nível de potássio, revelaram aumentos na sua concentração de potássio foliar, mas não alcançaram o nível de suficiência de 0.8%. Para os autores, estes resultados poderão explicar as respostas irregulares, às aplicações externas de potássio, de olivais de regadio com um nível de potássio próximo da deficiência. No ensaio de campo e no primeiro ano, observaram uma concentração de K foliar superior nas árvores tratadas, em relação às árvores controlo. Os tratamentos conduziram a uma concentração de K foliar acima do limite de deficiência (0.4%), mas não atingiram o nível de suficiência (0.8%). No segundo ano, a concentração de K nas árvores tratadas excedeu o limite de suficiência. Por último, no terceiro ano, não observaram diferenças e o nível de concentração de K foliar revelou-se próximo do nível de deficiência, em todos os tratamentos. Os resultados do terceiro ano foram relacionados com a produção, na medida em que a alternância pode influenciar o conteúdo de nutrientes das árvores, e com a escassa precipitação da Primavera desse ano.

Recorrendo uma vez mais ao trabalho de Cegarra et al. (1996) reportam-se os resultados obtidos relativamente ao efeito da aplicação de resíduos de lagar sobre o conteúdo de K foliar, noutras espécies que não a oliveira. Este conteúdo não sofreu aumentos significativos nas culturas hortícolas usadas no estudo. A cevada sofreu aumentos significativos do conteúdo de K na palha. O conteúdo de K foliar de azevem foi superior nas unidades fertilizadas com os compostos, em relação às unidades mineral e de controlo, a partir do primeiro corte. No primeiro corte, o conteúdo do K foliar das unidades experimentais com os diferentes tratamentos foram muito semelhantes, mas, no segundo e terceiro cortes, o conteúdo de K foliar foi significativamente mais elevado nas plantas desenvolvidas com os tratamentos orgânicos em relação a qualquer um dos outros tratamentos. Por último, o ensaio com a couve-flor, revelou aumentos ligeiros no conteúdo de K nos tratamentos orgânicos com composto, em relação aos outros tratamentos.

Relativamente ao efeito da aplicação de resíduos urbanos sobre o conteúdo de potássio foliar, Caravaca et al. (2003) observaram aumentos significativos nos conteúdos de K dos tecidos de crescimento da aroeira (*P. lentiscus*) e piorno (*R. sphaerocarpa*), após tratamento dos solos com compostos de RSU. O maior incremento foi observado no conteúdo de K foliar do piorno, cerca de 840% superior ao registado nas plantas controlo, revelando um aumento na absorção do nutriente veiculado pelos resíduos. Também Cala et al. (2005) observaram aumentos significativos no conteúdo de K nos tecidos das plantas desenvolvidas nos solos tratados com resíduos orgânicos, em relação às plantas do solo controlo.

V.2.3.4. CÁLCIO E MAGNÉSIO

O cálcio e o magnésio são dois nutrientes normalmente abundantes nos solos. A sua disponibilidade para as plantas corresponde à soma dos iões presentes em solução e, indirectamente, no complexo de troca. O Ca é normalmente o primeiro catião do complexo de troca, seguido do Mg, embora as plantas absorvam maiores quantidades de potássio, o terceiro ião de troca, do que cálcio ou magnésio. A sua concentração em solução é geralmente cerca de dez vezes superior ao potássio (Varenes, 2003). Observando a Tabela 5.2.17, constata-se que as aplicações das diferentes doses de BDFN e de BDFE não exerceram efeitos significativos no conteúdo de Ca e Mg das folhas de oliveira, em relação ao controlo, em qualquer um dos anos do ensaio. Este facto pode ser atribuído ao conteúdo destes nutrientes, naturalmente elevado no olival em estudo.

Os resultados apresentados por Albuquerque et al. (2007) revelaram que o tratamento do solo com composto de BDFN conduziu a diminuições significativas dos teores de Ca e Mg do azevem. As diminuições foram superiores nos tratamentos com as doses mais elevadas do composto e mais expressivas nos segundo e terceiro cortes, embora os resultados nunca tenham alcançado os níveis de deficiência nestes nutrientes. Os autores atribuíram estas diminuições quer ao possível efeito de antagonismo com o potássio, quer à acção de quelatização da matéria orgânica do composto. Cala et al. (2005) também não observaram diferenças significativas no conteúdo de Ca e Mg foliar de rosmaninho, após o tratamento do solo com diferentes compostos orgânicos. Já

Aguillar et al. (1996) reportaram aumentos notáveis na absorção de Mg pelas folhas de oliveira após o tratamento dos solos com composto orgânico.

Tabela 5.2.17 – Efeito da aplicação de bagaço de azeitona duas fases natural (BDFN) e de bagaço de azeitona duas fases extractado (BDFE) sobre a concentração de cálcio e magnésio (g kg^{-1})

Ano	Controlo	BDFN1	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
Cálcio						
1999	1.11a	1.34a	1.23a	1.12a	1.15a	ns
2000	2.98a	2.78a	2.56a	2.58a	3.09a	ns
2003	1710a	1578a	1811a	1947a	1860a	ns
Magnésio						
1999	1.19a	1.36a	1.24a	1.17a	1.34a	ns
2000	0.958a	0.895a	0.911a	0.898a	1.05a	ns
2003	0.469a	0.477a	0.476a	0.484a	0.505a	ns

BDFN1: 30 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha^{-1} de BDFN; BDFE1: 27 Mg ha^{-1} de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha^{-1} de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores com a mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes ($p > 0.05$).

V.2.3.5. MICRONUTRIENTES

A Tabela 5.2.18 apresenta os resultados relativos ao conteúdo dos micronutrientes ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn) nas folhas das oliveiras.

Tabela 5.2.18 – Efeito da aplicação s de bagaço de azeitona duas fases natural e bagaço de azeitona duas fases extractado sobre a concentração de ferro, cobre, zinco e manganês (mg kg⁻¹)

Ano	Controlo	BDFN	BDFN2	BDFE1	BDFE2	F-ANOVA
Fe						
1999	333.3a	382.9ab	417.3ab	482.1b	372.1ab	*
2000	184.7a	200.4a	589.8b	416.3ab	386.4ab	*
2003	388.1a	550.8ab	706.1b	436.9a	403.9a	*
Cu						
1999	28.7a	12.3a	18.5a	16.3a	14.6a	ns
2000	34.5a	47.8a	48.5a	23.1a	28.1a	ns
2003	23.5ab	14.9ab	18.3ab	28.9b	13.9a	ns
Zn						
1999	47.5a	101.8b	73.9ab	64.5a	65.1a	*
2000	30.4a	30.9a	34.2a	34.6a	33.3a	ns
2003	42.4ab	39.6a	46.4b	40.7a	39.6a	ns
Mn						
1999	27.3a	27.3a	24.5ab	20.1bc	18.6c	*
2000	25.7a	23.5a	28.0a	24.8a	26.9a	ns
2003	25.7a	16.4ab	18.1ab	13.3b	14.0b	ns

BDFN1: 30 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFN2: 60 Mg ha⁻¹ de BDFN; BDFE: 27 Mg ha⁻¹ de BDFE; BDFE2: 54 Mg ha⁻¹ de BDFE. *, **, ***: significativo nos níveis de probabilidade 0.05, 0.01 e 0.001, respectivamente; valores com a mesma letra, ao longo da linha, não são significativamente diferentes (p > 0.05).

De uma forma geral, foi possível observar que os resultados obtidos relativamente ao efeito da aplicação dos resíduos sobre o teor de micronutrientes foliares não foram significativos. No caso do Fe, os resultados foram distintos entre os dois resíduos. Assim, os tratamentos com BDFN, no primeiro ano, evidenciaram uma tendência para aumentos dos valores de Fe foliar, embora as diferenças obtidas não sejam significativamente superiores ao controlo. Contudo, no segundo e quinto anos do ensaio, o tratamento mais elevado (BDFN2) conduziu a aumentos significativos do teor de Fe foliar, em relação ao controlo. Em relação ao BDFE, apesar de no primeiro ano do ensaio os tratamentos terem conduzido a aumentos significativos no conteúdo de Fe, essas diferenças foram-se esbatendo ao longo do ensaio e no último ano os valores dos blocos tratados com o BDFE não são significativamente superiores ao controlo. Estes resultados podem estar relacionados com o aumento do teor de Fe assimilável observado no solo tratado com os resíduos, os quais foram mais acentuados nas unidades tratadas com BDFN (Tabela 5.2.15). Contudo, Albuquerque et al. (2007) obtiveram resultados diferentes. A aplicação de composto de BDFN conduziu à diminuição do conteúdo de Fe do azevem. Também Clemente et al. (2007) reportaram diminuições no conteúdo de Fe da cultura beterraba sacarina cultivada em solos tratados com bagaço de azeitona, as quais atribuíram ao antagonismo entre este elemento e o Mn disponível em elevadas quantidades no solo tratado.

Relativamente ao Cu, não se observaram diferenças significativas ao longo do ensaio, à excepção do tratamento correspondente à dose mais baixa de bagaço de duas fases extractado (BDFE1). Os teores de Zn revelaram uma tendência para aumentar, no primeiro ano de ensaio, mas apenas as plantas do bloco correspondente à dose mais baixa de bagaço de duas fases natural revelaram valores significativamente superiores de Zn. Com a continuidade do ensaio, não se observaram diferenças significativas entre o teor de Zn das folhas dos blocos tratados, em relação ao controlo, com excepção do tratamento BDFN2, no quinto ano do ensaio, que se revelou significativamente superior ao controlo.

Os teores de Mn sofreram decréscimos significativos, no primeiro e último ano do ensaio, nas unidades tratadas com o bagaço de duas fases extractado (BDFE1 e BDFE2). Curiosamente, no último ano do ensaio, o teor de Mn disponível no solo

diminuiu significativamente nas unidades tratadas com BDFE (Tabela 5.2.15). A diminuição do nível deste nutriente nas folhas de oliveira ficou a dever-se, possivelmente, ao aumento progressivo do teor de matéria orgânica do solo, favorecendo a complexação e quelatação deste catião. Haverá que considerar também o antagonismo Fe/Mn, pois como se referiu o teor de Fe foliar aumentou no último ano de ensaio. Com excepção do conteúdo de Mn, que no último ano se revelou insuficiente para a cultura da oliveira (Reuter e Robinson, 1998), todos os micronutrientes analisados revelaram níveis suficientes para esta cultura, incluindo os das amostras controlo, o que é revelador do estado nutricional do olival, o qual, como se comentou anteriormente, era à partida muito satisfatório.

Estes resultados diferem daqueles apresentados por Clemente et al. (2007) sobre o efeito do tratamento do solo, com bagaço de azeitona, na cultura de beterraba sacarina. Nesse ensaio, os autores registaram aumentos na concentração de Mn, Zn e Cu nas plantas desenvolvidas no solo tratado com o bagaço de azeitona, os quais produziram fitotoxicidade e conseqüente redução na produção de biomassa. Atribuíram este incremento à diminuição inicial do pH do solo, produzida pela aplicação do bagaço, a qual contribuiu para o aumento da solubilidade dos metais e, por conseguinte, o aumento da sua concentração nas plantas, o que não se produziu no presente ensaio.

VI. CONCLUSÕES/CONCLUSIONES

VI.A. Conclusões

1. Dos resultados obtidos no ensaio de estufa, referentes ao efeito que a aplicação directa de bagaço de duas fases natural (BDFN) e de bagaço de duas fases extractado (BDFE) exerce sobre as propriedades edáficas, pode concluir-se que:

1.1. O conteúdo de carbono orgânico dos solos seleccionados aumentou significativamente com a aplicação de BDFN e de BDFE. Contudo, apesar do menor conteúdo deste último em matéria orgânica, este aumento foi superior nos solos tratados com o mesmo, sugerindo que o processo de mineralização foi menos extenso nestes solos, isto é, oferecem um menor primming effect que os solos tratados com BDFN.

1.2. A aplicação dos resíduos utilizados conduz a um aumento linear e significativo da concentração de azoto total nos dois anos de duração do ensaio.

1.3. A concentração de azoto inorgânico também aumenta com a aplicação directa dos resíduos. O tratamento com BDFN promove aumentos deste parâmetro nos dois anos do ensaio, independentemente do solo considerado. Igualmente quando se aplica BDFE no solo CAL observa-se um aumento da concentração de nitratos superior no primeiro ano e, no solo LUC, em ambos os anos. Estes resultados sugerem que não ocorreu imobilização do azoto mineral durante a degradação dos constituintes orgânicos destes resíduos.

1.4. A capacidade de troca catiónica aumentou com a aplicação de directa BDFN e de BDFE, obtendo-se uma maior eficácia no solo CAL em relação ao solo LUC, com um aumento, relativamente ao controlo, para as doses mais elevadas de BDFN de 19.0 e 9.7% e de BDFE de 11.0 e 9.2%, respectivamente. A correlação positiva encontrada entre o conteúdo de carbono orgânico e a capacidade de troca catiónica indica que o aumento nesta propriedade resulta da adição dos resíduos.

1.5. O conteúdo de fósforo assimilável diminui significativamente nos solos que incorporam os resíduos seleccionados. Não obstante, apesar desta diminuição poder comprometer temporariamente a nutrição das culturas também pode contribuir para mitigar a libertação deste elemento nas águas de lixiviados ou de escorrência.

1.6. A adição de BDFN e de BDFE aos solos produz um aumento linear no teor de potássio assimilável dos solos seleccionados, reflectindo o elevado conteúdo que ambos os resíduos apresentam neste elemento, revelando-se os mesmos, como uma alternativa para fornecer potássio em solos deficitários.

1.7. A percentagem de agregados estáveis aumenta após a adição de ambos os resíduos em ambos os solos, apesar de a aplicação de BDFN ter um resultado mais efectivo no solo mais degradado, CAL, enquanto a de BDFE revela uma eficiência semelhante em ambos os solos.

1.8. Observa-se um aumento significativo nos valores de pH edáfico, nos dois anos de ensaio do solo CAL, devido a aplicação dos resíduos de lagar de duas fases. Pelo contrário, no solo LUC, a aplicação de BDFE conduz a uma ligeira diminuição do pH no primeiro ano, enquanto a aplicação de BDFN produz o mesmo efeito em ambos os anos, reflectindo assim, a maior capacidade tampão do solo LUC.

1.9. A aplicação das doses mais elevadas de BDFN e de BDFE provoca um aumento significativo nos valores de condutividade eléctrica apenas no solo CAL. Não obstante, estes aumentos não são suficientes para afectar negativamente o crescimento das culturas.

2. Dos resultados obtidos no ensaio de estufa, referentes ao efeito que a aplicação directa de BDFN e de BDFE exerce sobre a cultura, pode concluir-se que:

2.1. No primeiro ano de ensaio, a aplicação de BDFN nas doses mais elevadas provoca uma diminuição, ainda que não significativa, na produção de grão de trigo em ambos os solos. A adição de BDFE ocasionou também uma diminuição, significativa, na produção do solo CAL, mas um aumento no do solo LUC. Pelo contrário, independentemente do tipo de solo considerado, no segundo ano, efeito residual, a produção aumenta com a aplicação de ambos os resíduos. Estes resultados sugerem que os resíduos sofreram um processo de compostagem natural, no próprio solo, o qual permitiu eliminar o possível efeito fitotóxico observado no primeiro ano, especialmente no solo CAL.

2.2. De forma similar, a aplicação de BDFN na dose mais elevada provoca, no primeiro ano, uma diminuição na extracção de azoto pelo grão de trigo nos dois solos. Durante o segundo ano, a extracção de azoto aumentou com a adição de BDFN e de BDFE em ambos os solos confirmando, assim, as observações realizadas sobre o aumento da disponibilidade de azoto inorgânico nos solos tratados com os resíduos.

2.3. A aplicação de BDFN e de BDFE no primeiro ano de ensaio não produz diferenças relevantes na extracção de fósforo pelo grão. Contudo, no segundo ano, observam-se relações altamente significativas entre a as doses de aplicação dos resíduos e a extracção deste nutriente. Assim, no solo LUC estas relações foram inversas, registando-se diminuições na extracção de P até 20%, em relação ao controlo, com a aplicação das doses mais elevadas dos resíduos. Pelo contrário, no solo CAL a correlação encontrada foi positiva, com aumentos na extracção de P próximos a 180%, também nos tratamentos em que se incorporam as doses mais elevadas.

2.4. A extracção de potássio pelo grão, no segundo ano, mostra uma relação linear inversa com a quantidade de resíduos aplicada no solo LUC. Pelo contrário, no solo CAL observa-se um aumento linear na extracção de K em função da dose de resíduos aplicada. Este comportamento, análogo ao observado na extracção de P, confirma o conhecido efeito de sinergismo P-K.

3. Dos resultados obtidos no ensaio de campo, referentes ao efeito que a aplicação directa de BDFN e de BDFE exerce sobre as propriedades edáficas, pode concluir-se que:

3.1. A aplicação directa de BDFN e de BDFE aumenta o conteúdo de carbono orgânico no solo de olival seleccionado durante os cinco anos de ensaio. Contudo, o aumento devido à adição de BDFE foi maior que o aumento obtido com a adição de BDFN, apesar do maior conteúdo em matéria orgânica que este último contém, sugerindo uma mineralização mais rápida no mesmo.

3.2. A aplicação dos tratamentos orgânicos também aumenta o conteúdo de carbono orgânico solúvel (COS). Os solos tratados com BDFN revelam níveis superiores de COS do que os solos que incorporam BDFE, independentemente da dose

e número de aplicações realizadas. A maior presença de COS nos solos tratados pode facilitar o transporte, y acelerar a lixiviação, de catiões e aniões através do perfil do solo, aumentando o risco de contaminação de aquíferos.

3.3. O conteúdo de ácidos húmicos aumenta nos solos tratados com os resíduos, sendo este aumento superior nos solos que recebem BDFN que nos solos que recebem BDFE.

3.4. Nos solos tratados com BDFN observa-se uma humificação do tipo fulvato-humato (relação ácidos húmicos/ácidos fúlvicos > 1), enquanto nos solos tratados com BDFE a humificação é do tipo humato-fulvato (relação ácidos húmicos/ácidos fúlvicos <1). Este facto sugere que a aplicação repetida de este último resíduo pode conduzir a uma diminuição da estabilidade da matéria orgânica original do solo, mediante o aumento da fracção de matéria orgânica não humificada.

3.5. Passados dois anos desde o inicio do ensaio, o conteúdo de azoto total e inorgânico sofrem um aumento linear relacionado com as doses dos resíduos aplicadas, indicando que, pese embora a relativamente elevada relação C/N dos resíduos, o N mineral não sofreu imobilização durante a degradação dos constituintes orgânicos dos mesmos.

3.6. O conteúdo em fósforo assimilável sofre um aumento significativo nos solos tratados, independentemente do tipo de resíduo utilizado. Apesar deste aumento poder traduzir-se numa melhoria da produção da cultura, também poderia significar um aumento do conteúdo deste elemento nas águas de escorrência, potenciando desta maneira, o risco de contaminação de águas, especialmente nas áreas mais vulneráveis a experimentar processos erosivos e em solos com escassa capacidade de adsorção deste nutriente.

3.7. A aplicação de BDFN e de BDFE aumenta o conteúdo em potássio assimilável nos solos que incorporam estes resíduos, de forma significativa, passados dois não desde o inicio do ensaio. Este facto está em concordância com a elevada quantidade de K presente na composição de estes resíduos, o que permite a sua utilização para fornecer potássio aos solos que sejam deficitários neste elemento.

3.8. A aplicação continuada, durante cinco anos, dos resíduos seleccionados não produz variações nos valores de pH, evidenciando o elevado poder tampão que apresenta o solo onde se desenvolve o estudo.

3.9. Passados cinco anos de aplicação continuada de BDFN e de BDFE, apenas se detecta um aumento significativo do valor de condutividade eléctrica nos tratamentos que incorporam as doses mais elevadas, apesar de os valores obtidos para este parâmetro nunca terem sido suficientemente elevados para comprometer o desenvolvimento óptimo da cultura.

3.10. A aplicação directa dos resíduos seleccionados aumenta significativamente a percentagem de agregados estáveis em água em 73 e 34% para as doses mais elevadas de BDFN e de BDFE, respectivamente. A percentagem de agregados estáveis em água correlacionou positivamente com o conteúdo em carbono orgânico solúvel em água e não com o conteúdo em carbono orgânico total, indicando que apenas algumas fracções da matéria orgânica participam na melhoria da estabilidade estrutural do solo.

4. Dos resultados obtidos no ensaio de campo, referentes ao efeito que a aplicação de BDFN e de BDFE exerce sobre a cultura, pode concluir-se que:

4.1. Passados dois anos, a produção de azeitona apenas aumentou significativamente no tratamento que incorpora a dose mais elevada de BDFE. Contudo, depois de cinco anos de uma aplicação continuada dos tratamentos, a produção aumenta nos solos tratados, independentemente da dose e tipo de resíduo utilizado.

4.2. O aumento observado na produção de azeitona sugere que, apesar dos resíduos seleccionados apresentarem um elevado conteúdo em polifenóis, a compostagem natural que sofreram no solo, após a sua aplicação no mesmo, permitiria a sua aplicação directa como tratamento orgânico no olival, contribuindo, assim, para a valorização agronómica de estes resíduos e garantindo uma produção sustentável do olival.

4.3. As concentrações de azoto foliar foram superiores nos tratamentos com BDFN e BDFE, a partir do segundo ano de ensaio. Depois de cinco anos de aplicação

dos tratamentos, o aumento observado foi de 13 e 25% para as doses mais elevadas de BDFN e BDFE, respectivamente, confirmando a inexistência de imobilização do azoto.

4.4. A concentração de fósforo foliar sofre um aumento com a aplicação dos resíduos, significativo a partir do quinto ano de aplicação continuada dos mesmos. Este facto confirma que, apesar da elevada relação C/P dos resíduos, também não se produz imobilização de fósforo.

4.5. A aplicação de BDFE aumentou a concentração de potássio foliar desde o início do ensaio. Nos tratamentos com BDFN este aumento apenas foi significativo após cinco anos e no tratamento com a dose mais elevada.

Em resumo, a aplicação directa de BDFN e de BDFE conduz a uma melhoria das propriedades dos solos estudados. Em particular, aumenta a estabilidade estrutural dos agregados, o conteúdo em matéria orgânica, azoto, fósforo e potássio. Igualmente, a aplicação repetida destes resíduos num solo de olival exerce um efeito positivo na produção de azeitona sobretudo quando se adicionam as doses mais baixas. Desta forma, ambos os resíduos podem ser utilizados para recuperar os níveis óptimos de matéria orgânica dos solos tipicamente mediterrânicos, contrabalançando assim, os contínuos processos de degradação a que estão expostos e alcançando rendimentos satisfatórios das culturas, especialmente nos solos mais degradados e que apresentam propriedades iniciais mais desfavoráveis.

Por todos estes motivos, a utilização de BDFN e de BDFE como fertilizante orgânico sem compostar, além de resultar numa interessante alternativa de reutilização e valorização agronómica, também apresenta um grande valor ambiental acrescentado, devido ao seu elevado potencial para utilização em estratégias de conservação e recuperação dos solos.

VI.B. Conclusiones

1. De los resultados obtenidos en el ensayo de invernadero, referente al efecto que la aplicación directa de alperujo y orujo extractado ejerce sobre las propiedades edáficas, se puede concluir que:

1.1. El contenido de carbono orgánico de los suelos seleccionados aumentó significativamente con la aplicación de alperujo y de alperujo extractado químicamente para la obtención de aceite. No obstante, pese al menor contenido de materia orgánica que presenta este último residuo, este incremento fue superior en los suelos tratados con el mismo, sugiriendo que el proceso de mineralización ha sido menos extenso en estos suelos, es decir, ofrecen un menor “primming effect” que los tratados con alperujo.

1.2. La aplicación de los dos residuos utilizados conducen a un incremento lineal y significativo de la concentración de nitrógeno total en los dos años de duración del experimento.

1.3. La concentración de nitrógeno inorgánico también experimenta un incremento en los suelos que incorporan los residuos. El tratamiento con alperujo propicia incrementos de este parámetro en los dos años de ensayo, independientemente del suelo considerado. Igualmente, cuando se aplica orujo extractado, en el suelo CAL se observa un incremento de la concentración de nitratos en el primer año, y en el LUC en ambos años. Estos resultados sugieren que no ha existido inmovilización de N mineral durante la degradación de los constituyentes orgánicos de estos residuos.

1.4. La capacidad de intercambio catiónico aumentó con la aplicación directa de alperujo y orujo extractado, obteniéndose una mayor eficacia en el suelo CAL que en el LUC, con un incremento, respecto al control, para las dosis más elevadas de alperujo de 19.0% y 9.7%, y de orujo extractado de 11.0% y 9.2%, respectivamente. La correlación positiva encontrada entre el contenido en carbono orgánico de los suelos y la capacidad de intercambio catiónico indican que el incremento en esta propiedad obedece a la adición de los residuos.

1.5. El contenido de fósforo asimilable disminuye, significativamente, en los suelos que incorporan los residuos seleccionados. No obstante, aunque este descenso

pueda comprometer temporalmente la nutrición del cultivo, también puede contribuir a mitigar la liberación de este elemento a las aguas de lixiviado o de escorrentía.

1.6. La aplicación de alperujo y alperujo extractado produce un incremento lineal en el contenido de potasio asimilable de los suelos seleccionados, reflejando el elevado contenido que ambos residuos presentan en este elemento, y mostrándose, ambos, como una alternativa para suministrar este elemento en suelos deficitarios.

1.7. El porcentaje de agregados estables aumenta tras la adición de ambos residuos en ambos suelos, aunque la aplicación de alperujo resulta más efectiva en el suelo más degradado, CAL, mientras que la de orujo extractado muestra una efectividad semejante en ambos suelos.

1.8. Derivado de la aplicación de los residuos de almazaras de dos fases se observa un incremento significativo en los valores de pH edáfico en los dos años del experimento en el suelo CAL. Por el contrario, en el suelo LUC, la aplicación de orujo extractado conlleva una ligera disminución del pH en el primer año, mientras que la de alperujo produce el mismo efecto en ambos años, reflejando, así, la mayor capacidad tampón del suelo LUC.

1.9. La aplicación de las dosis más elevadas de alperujo y alperujo extractado provoca un aumento significativo en los valores de conductividad eléctrica solamente en el suelo CAL. No obstante, estos incrementos no son suficientes para afectar negativamente el crecimiento de los cultivos.

2. De los resultados obtenidos en el ensayo de invernadero, referente al efecto que la aplicación directa de alperujo y orujo extractado ejerce sobre el cultivo, se puede concluir que:

2.1. En el primer año del ensayo, la aplicación de alperujo a las dosis más elevadas provoca una disminución, aunque no significativa, en la producción de grano de trigo en ambos suelos. La adición de orujo extractado ocasionó también un descenso, significativo, en la producción del suelo CAL, pero un aumento en la del LUC. Por el contrario, independientemente del tipo de suelo considerado, en el segundo año, efecto residual, la producción incrementa con la aplicación de ambos residuos. Estos

resultados sugieren que los residuos han experimentado un proceso de compostaje natural, en el propio suelo, que ha permitido eliminar el posible efecto fitotóxico observado en el primer año, especialmente en el suelo CL.

2.2. De manera similar, la aplicación de alperujo a la dosis más elevada provoca, en el primer año, un descenso en la extracción de nitrógeno por el grano de trigo en los dos suelos. Durante el segundo año, la extracción de nitrógeno incrementó con la adición de alperujo y orujo extractado en ambos suelos confirmando, así, las observaciones realizadas sobre el aumento de la disponibilidad de N inorgánico en los suelos tratados con las enmiendas.

2.3. La aplicación de alperujo y orujo extractado en el primer año del experimento no produjo diferencias relevantes en la extracción de fósforo por el grano. Sin embargo, en el segundo año se observaron relaciones altamente significativas entre las dosis de aplicación de los residuos y la extracción de este nutriente. Así, en el suelo LUC estas relaciones fueron inversas registrándose disminuciones en el contenido de P de hasta un 20%, respecto al control, con la aplicación de las dosis más elevadas de los residuos. Por el contrario, en el suelo CAL la correlación encontrada fue positiva, con aumentos en el contenido de P próximos a 180%, en los tratamientos que también incorporan las dosis más elevadas.

2.4. El contenido de potasio en grano, en el segundo año, muestra una relación lineal inversa con la cantidad de residuos aplicados en el suelo LUC. Por el contrario, en el suelo CAL se observa un incremento lineal en el contenido de K en función de la dosis de residuos aplicados. Este comportamiento, análogo al observado en el contenido de P, confirma el conocido efecto de sinergismo P-K.

3. De los resultados obtenidos en el ensayo de campo, referente al efecto que la aplicación directa de alperujo y orujo extractado ejerce sobre las propiedades edáficas, se puede concluir que:

3.1. La aplicación directa de alperujo y alperujo extractado incrementa el contenido de carbono orgánico en el suelo del olivar seleccionado durante los cinco años del experimento. Sin embargo, el aumento derivado de la adición de orujo

extractado fue mayor que el obtenido con la adición del alperujo, a pesar del mayor contenido de materia orgánica que ofrece este último, y sugiriendo una mineralización más rápida en el mismo.

3.2. La aplicación de las enmiendas orgánicas también incrementa el contenido de carbono orgánico soluble (COS). Los suelos tratados con alperujo ofrecen niveles superiores de COS que los que incorporan orujo extractado, independientemente de la dosis y número de aplicaciones realizadas. La mayor presencia de COS en los suelos enmendados puede facilitar el transporte y acelerar la lixiviación de cationes y aniones a través del perfil del suelo, aumentando el riesgo de contaminación de acuíferos.

3.3. El contenido de ácidos húmicos incrementó en los suelos que incorporan las enmiendas orgánicas, siendo este incremento superior en los suelos que reciben alperujo que en los de orujo.

3.4. En los suelos tratados con alperujo se observa una humificación de tipo fulvato-humato (relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos >1) mientras que en los tratados con alperujo extractado la humificación es de tipo humato-fulvato (relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos <1). Este hecho sugiere que la aplicación repetida de este último residuo, puede conducir a una disminución en la estabilidad de la materia orgánica original del suelo, mediante el incremento de la fracción de la materia orgánica no humificada.

3.5. Transcurridos dos años desde el inicio del ensayo, el contenido de nitrógeno total e inorgánico experimentan un incremento lineal relacionado con la dosis de las enmiendas aplicadas indicando que, pese a la relativamente elevada relación C/N de los residuos, el N mineral no ha sufrido inmovilización durante la degradación de los constituyentes orgánicos de los mismos.

3.6. El contenido en fósforo asimilable ofrece un incremento significativo en los suelos enmendados, independientemente del tipo de residuo utilizado. Aunque este incremento pueda traducirse en una mejora de la producción del cultivo, sin embargo, también podría significar un incremento en el contenido de este elemento en las aguas de escorrentía potenciando, de esta manera, el riesgo de contaminación de las aguas,

especialmente en las áreas más vulnerables a experimentar procesos erosivos y en suelos con escasa capacidad de adsorción de este nutriente.

3.7. La aplicación de alperujo y orujo extractado incrementa el contenido de potasio asimilable en los suelos que incorporan estos residuos, de manera significativa, transcurridos dos años desde el inicio del ensayo. Este hecho concuerda con la elevada cantidad de K presente en la composición de estos residuos que les permitiría ser utilizados para suministrar potasio en los suelos que fueran deficitarios en este elemento.

3.8. La aplicación continuada, durante cinco años, de los residuos seleccionados no varían los valores de pH, poniendo de manifiesto el elevado poder tampón que presenta el suelo donde se desarrolla el estudio.

3.9. Transcurridos cinco años de aplicación continuada de alperujo y orujo extractado, solamente se detecta un incremento significativo en los valores de conductividad eléctrica en los tratamientos que incorporan las dosis más elevadas, aunque los valores obtenidos para este parámetro nunca fueron lo suficientemente elevados como para comprometer el óptimo desarrollo del cultivo.

3.10. La aplicación directa de los residuos seleccionados incrementó, significativamente, el porcentaje de agregados estables en agua en un 73% y 34% para las dosis más elevadas de alperujo y orujo extractado, respectivamente. El porcentaje de agregados estables correlacionó positivamente con el contenido en carbono orgánico soluble en agua y no con el contenido en carbono orgánico total, indicando que sólo algunas fracciones de la materia orgánica participan en la mejora de la estabilidad estructural del suelo.

4. De los resultados obtenidos en el ensayo de campo, referente al efecto que la aplicación directa de alperujo y orujo extractado ejerce sobre el cultivo, se puede concluir que:

4.1. Transcurridos dos años, la producción de aceitunas solamente incrementó, significativamente, en el tratamiento que incorpora la dosis más elevada de orujo extractado. Sin embargo, después de cinco años de una aplicación continuada de las

enmiendas, la producción aumentó en los suelos tratados independientemente de la dosis y tipo de residuo utilizado.

4.2. El incremento observado en la producción de aceitunas sugiere que, a pesar de que los residuos seleccionados presenten un elevado contenido en polifenoles, el compostaje natural en el suelo que estos experimentan tras su aplicación en el mismo, permitiría su aplicación directa como enmienda orgánica en el olivar contribuyendo, así, a la valorización agronómica de estos residuos y a garantizar la sostenibilidad de este cultivo.

4.3. La concentración de nitrógeno foliar fue superior en los tratamientos con alperujo y orujo extractado a partir del segundo año de experimentación. Después de cinco años de aplicación de las enmiendas, el incremento observado fue de 13% y 25 % para las dosis más elevadas de alperujo y orujo extractado, respectivamente, confirmando la ausencia de inmovilización del nitrógeno.

4.4. La concentración de fósforo foliar experimenta un incremento con la aplicación de los residuos, significativo a partir del quinto año de aplicación continuada. Este hecho confirma que, a pesar de la elevada relación C/P que presentan las enmiendas, tampoco se produce inmovilización de fósforo.

4.5. La aplicación de orujo extractado incrementó la concentración de potasio foliar desde el inicio de la experimentación. Sin embargo, en los tratamientos con alperujo, este incremento sólo fue significativo transcurridos cinco años y en el tratamiento que incorpora la dosis más elevada.

En resumen, la aplicación directa de alperujo y orujo extractado conlleva a una mejora de la mayoría de las propiedades de los suelos estudiados. En particular, incrementa la estabilidad estructural de los agregados, el contenido en materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio. Igualmente, la repetida aplicación de estos residuos en un suelo de olivar ejerce un efecto positivo en la producción de aceitunas sobretodo cuando se adicionan las dosis más bajas. Ambos residuos pueden ser utilizados para recuperar los niveles óptimos de materia orgánica de los suelos típicamente mediterráneos, contrarrestando así, los continuos procesos de degradación a los cuales están expuestos,

y alcanzar rendimientos satisfactorios en los cultivos desarrollados, especialmente, en los suelos más degradados y que presentan las propiedades iniciales más desfavorables.

Por todo ello, la utilización de alperujo y orujo extractado como enmienda orgánica, sin compostar, además de resultar una interesante alternativa a su reutilización y valorización agronómica, también presenta un gran valor ambiental añadido derivado de su elevada potencialidad para ser utilizados en estrategias de conservación y recuperación de suelos.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abid, N. e S. Sayadi, 2006. Detrimental effects of olive mill wastewater on the composting process of agricultural wastes. *Waste Management* 26, 1099-1107.
- Adani, F. e F. Tambone, 2005. Long-term effect of sewage sludge application on soil humic acids. *Chemosphere* 60, 1214-1221.
- Aguillar, J., Fernández, J., Fernández, E., Rodríguez, T., 1996. Jerarquización de parámetros edáficos en la evaluación de la productividad del olivo. *Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 1, 101-110.
- Aguilar F. J., González, P., Revilla, J., León, J. J., Porcel, O., 1997. Agricultural Use of Municipal Solid Waste on Tree and Bush Crops. *Journal of Agriculture Engineering Resources* 67, 73-79.
- Albaladejo, J., Martínez-Mena, M., Roldan, A., Castillo, V. A., 1998. Soil Degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use and Management* 14, 1-5.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77, 109-114.
- Albuquerque, J. A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2004. Agrochemical characterization of “alperujo”, a solid by-product of the two-phase centrifugation method of olive oil extraction. *Bioresource Technology* 92, 195-200.
- Albuquerque, J. A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* 64, 470-477.

Alburquerque, J. A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2007. Effects of a compost made from the solid by-product (“alperujo”) of the two-phase centrifugation system for olive oil extraction and cotton gin waste on growth and nutrient content of ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Bioresource Technology* 98, 940-945.

Alburquerque, J. A., González, J., Tortosa, G., Baddi, G. A., Cegarra, J., 2009. Evaluation of “alperujo” composting based on organic matter degradation, humification and compost quality *Biodegradation* 20, 257-270.

Aloui, F., Abid, N., Roussos, S., Sayadi, S., 2007. Decolorization of semisolid olive residues of “alperujo” during the solid-state fermentation by *Phanerochaete chrysosporium*, *Trametes versicolor*, *Pycnoporus cinnabarinus* and *Aspergillus niger*. *Biochemical Engineering Journal* 35, 120-125.

Al-Widyan, M., I., Al-Abed, N., Al-Jalil, H., 2005. Effect of Composted Olive Cake on Soil Physical Properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36, 1199-1212.

Altieri, R. e A. Esposito, 2008. Olive orchard amended with two experimental olive mill wastes mixtures: Effects on soil organic carbon, plant growth and yield. *Bioresource Technology* 99, 8390-8393.

Aktas, E.S., Imre S., Ersoy, L., 2001. Characterization and Lime Treatment of Olive mill wastewater. *Water Research* 35, 2336-2340.

Antolín, M. C., Pascual, I., García, C., Polo, A., Sánchez-Díaz, M., 2005. Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Research* 94, 224-237.

Arjona, R., García, A., Ollero P., 1999. The drying of alpeorujo, a waste product of the olive oil mill industry. *Journal of Food Engineering* 41, 229-234.

Arnaez, J., Lasanta, T., Ruiz-Flaño, P., Ortigosa, L., 2007. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. *Soil & Tillage Research* 93, 324-334.

Arvanitoyannis, I. S., Kassaveti, A., Stefanatos, S., 2007. Olive Oil Waste Treatment: A Comparative and Critical Presentation of Methods, Advantages & Disadvantages. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 47, 187-229.

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, 209-247.

Baddi, G. A., Albuquerque, J. A., Gonzalez, J., Cegarra, J., Hafidi, M., 2004. Chemical and spectroscopic analyzes of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. *International Biodeterioration and Biodegradation* 54, 39-44.

Baeta-Hall, L., Sàágua, M. C., Bartolomeu, M. L., Anselmo, A. M., Rosa, M. F., 2005. Bio-degradation of olive oil husks in composting aerated piles. *Bioresource Technology* 96, 69-78.

Baffi, C., Dell'Abate, M. T., Nassisi, A., Silva, S., Benedetti, A., Genevini, P. L., Adanid, F., 2007. Determination of biological stability in compost: A comparison of methodologies. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1284-1293.

Bakker, M. M., Govers, G., Rounsevell, M. D. A., 2004. The crop productivity–erosion relationship: an analysis based on experimental work. *Catena* 57, 55-76.

Baldock, J. A., Oades, J. M., Waters, A. G., Peng, X., Vassolo, A. M., Wilson, M. A., 1992. Aspects of the chemical structure of soil organic material as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry* 16, 1-42.

Balis, J. C. e F. Flouri, 1996. Olive mill waste as a substrate for nitrogen fixation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 169-178.

Barthès, B. e E. Roose, 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena* 47, 133-149.

Bastida, F., Moreno, J. L, García, C., Hernández, T., 2007. Addition of Urban Waste to Semiarid Degraded Soil: Long-term Effect. *Pedosphere* 17, 557-567.

Beaufoy, G., 1998. La Reforma del Régimen Olivarero de la PAC. Qué implica para el Medio Ambiente? EFNCP, Occasional Publication Number 14 (Es).

Bernal, M. P., Sánchez-Monedero, M. A, Paredes, C., Roig, A., 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 175-189.

Bernal, M. P., Navarro, A. F., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology Biochemical* 30, 305-313.

Bissonnais, Y. Le, Blavet D., Noni, G. de, Laurent, J. Y., Asseline, J., Chenu C., 2007. Erodibility of Mediterranean vineyard soils: relevant aggregate stability methods and significant soil variables. *European Journal of Soil Science*, 58, 188-195.

Boix- Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Imeson, A. C, Soriano-Soto, M. D., 2001. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. *Catena* 44, 47-67.

Boydak M., F. e Dogru B., 1998. The effect of prescribed fire on the natural regeneration success of Lebanon cedar (*Cedrus libani* A. Rich.) at Antalya-Ka locality. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 22, 399-404.

Borja, R., Rincón, B., Raposo, F., Alba, J., Martín, A., 2002. A study of anaerobic digestibility of two-phases olive mill solid waste (OMSW) at mesophilic temperature. *Process Biochemistry* 38, 733-742.

Borja, R., Sánchez, E., Rincón, B., Raposo, F., Martín, M. A., Martín, A., 2005. Study and optimisation of the anaerobic acidogenic fermentation of two-phase olive pomace. *Process Biochemistry* 40, 281-291.

Bower, C.A., Reitemeier, R.F., Fireman, M., 1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkaline soils. *Soil Science* 73, 251-261.

Box, J. D., 1983. Investigation of the Folin–Ciocalteu phenol reagent for the determination of polyphenolic substances in natural waters. *Water Resource* 17, 511-525.

Bremner, J. M., e C. S. Mulvaney. 1982. Nitrogen- Total. In: *Methods of soil analysis, part 2*. A. L. Page, R.H. Miller e D.R. Keeney (Eds.). Agronomy Monograph 9 ASA.

Bronick, C. J. e R. Lal, 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3-22.

Brunetti, G., Plaza, C., Senesi, N., 2005. Olive Pomace Amendment in Mediterranean Conditions: Effect on Soil and Humic Acid Properties and Wheat (*Triticum turgidum* L.) Yield. *Journal Agriculture Food Chemistry* 53, 6730-6737.

Brunetti, G., Senesi, N., Plaza C., 2007. Effects of amendment with treated and untreated olive oil mill wastewaters on soil properties, soil humic substances and wheat yield. *Geoderma* 138, 144-152.

Busby, R. R., Torbert, H. A., Dick L. Gebhart, D. L., 2007. Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1277-1283.

Butzer, K. W., 2005. Environmental history in the Mediterranean world: cross-disciplinary investigation of cause-and-effect for degradation and soil erosion. *Journal of Archaeological Science* 32, 1773-1800.

Cabral, F., Vasconcelos, E., Cordovil, C. M. d. S., 1998. Effects of solid phase from pig slurry

on iron, copper, zinc, and manganese content of soil and wheat plants, *Journal of Plant Nutrition* 21, 1955-1966.

Cabrera, F., Lopez, R., Martinez-Bordiu, A., Dupuy de Lome, E., Mutillo, J. M., 1996. Land treatment of olive mill wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation* 38, 215-225.

Cala, V., Cases, M. A., Walter, I., 2005. Biomass production and heavy metal content of *Rosmarinus officinalis* grown on organic waste-amended soil. *Journal of Arid Environments* 62, 401-412.

Cammeraat, L. H. e A. C. Imeson, 1998. Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in south-eastern Spain and southern France. *Geomorphology* 23, 307-321.

Cammeraat, L. H. e A. C. Imeson, 1999. The evolution and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. *Catena* 37, 107-127.

Cañizares, P., Lobato, J., Paz, R., Rodrigo, M. A., Sáez, C., 2007. Advanced oxidation processes for the treatment of olive-oil mills wastewater. *Chemosphere* 67, 832-838.

Caputo, A. C., Scacchia, F., Pelagagge, P. M., 2003. Disposal of by-products in olive oil industry: waste-to-energy solutions. *Applied Thermal Engineering* 23, 197-214.

Caravaca, F., Lax, A., Albaladejo, J., 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. *Geoderma* 93, 161-176.

Caravaca F., Masciandaro G., Ceccanti B., 2002. Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil & Tillage Research* 68, 23-30.

Caravaca, F., Figueroa, D., Alguacil, M. M., Roldán, A., 2003. Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresource Technology* 90, 65-70.

Carter, M. R., 1991. The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate. *Biology and Fertility Soils* 11, 135-139.

Casa, R., D' Annibale A., Pieruccetti, F., Stazi, S. R., Giovannozzi Sermanni, G., Lo Cascio, B., 2003. Reduction of the phenolic components in olive-mill wastewater by an enzymatic treatment and its impact on durum wheat (*Triticum durum* Desf.) germinability. *Chemosphere* 50, 959-966.

Castro, J., Fernández-Ondoño, E., Rodríguez, C., Lallena A. M., Sierra, M., Aguilar, J. 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain). *Soil & Tillage Research* 98, 56-67.

Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P., 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management* 25, 209-213.

Cegarra, J., Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Garcia, D., Ramos-Cormenzana, A., 1996. Use of olive mill wastewater compost for crop production. *International Bioremediation and Biodegradation* 38, 193-203.

Cerraga, J., Amor, J. B., Gonzalvez, J., Bernal, M. P., Roig, A. 2000. Characteristics of a new solid olive mill by-product (“alperujo”) and its suitability for composting. *Proceedings of the International Composting Symposium (ICS’)*. Vol. I e II, 124-140.

Celik, I., 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil & Tillage Research* 83, 270-277.

Cerdà, A., 1998. Relationships between climate and soil hydrological and erosional characteristics along climatic gradients in Mediterranean limestone areas. *Geomorphology* 25, 123-134.

Cerdà, A., 1998b. Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types *Catena* 32, 1998 73-86.

Clapp, C. E., Hayes, M. B., Ciavatta, C., 2007. Editorial: Organic wastes in soils: Biogeochemical and environmental aspects *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1239-1243.

Clemente, R., Paredes, C., Bernal, M. P., 2007. A field experiment investigating the effects of olive husk and cow manure on heavy metal availability in a contaminated calcareous soil from Murcia (Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 319-326.

Civantos, L., 2004. La olivicultura en el Mundo y en España. Barranco, D., Fernández-Escobar, R., Rallo, T. (Eds.), *El cultivo del olivo*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 19-24.

Cooperband, L., Bollero, G., Coale, F., 2002. Effect of poultry litter and composts on soil nitrogen and phosphorus availability and corn production. *Nutrition Cycling Agro Ecosystem* 62, 185-194.

CORINE, 1992. Soil Erosion Risk and Important Land Resources in the Southern Regions of the European Community. EUR 13233. Commission European Communities, Luxembourg.

COI, 2006, 2007, 2008. International Olive Oil Council. /<http://www.internationaloliveoil.org/S>.

Cox, L., Celis, R., Hermosin, M. C., Becker, A., Cornejo, J., 1997. Porosity and herbicide leaching in soils amended with olive-mill Wastewater. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 65, 151-161.

Courtney, R. G. e G. J. Mullen, 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresource Technology* 99, 2913-2918.

Criquet, S. e A. Braud, 2008. Effects of organic and mineral amendments on available P and phosphatase activities in a degraded Mediterranean soil under short-term incubation experiment. *Soil and Tillage Research* 98, 164-174.

Debosz, K., Petersen, Liv, S. O., Kure, K., Ambus, P., 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Applied Soil Ecology* 19, 237-248.

Douglas, C. L., King, K. A., Zuzel, J. F., 1998. Nitrogen and phosphorous in surface runoff and sediment from a wheat– pea rotation in North-eastern Oregon. *Journal of Environment Quality* 27, 1170-1177.

Debano, L. F. e C. E. Conrad, 1976. Nutrient lost in debris and runoff water from a burned chaparral watershed. In: Proceedings of the 3rd Federal Interagency Sedimentation Conference, Denver, Colorado, pp. 3-13- 3-27.

Duarte, F., Jones, N., Fleskens, L., 2008. Traditional olive orchards on sloping land: Sustainability or abandonment? *Journal of Environmental Management* 89, 86-98.

During, R. A. e Gath, S. 2002. Utilization of municipal organic waste in agriculture: where do we stand, where will we do? *Journal of Plant Nutrition Soil Science* 165, 544-556.

Duiker, S. W., Flanagan, D. C., Lal, R., 2001. Erodibility and infiltration characteristics of five major soils of southwest Spain. *Catena* 45, 103-121.

De Marco, E., Savarese, M., Paduano, A., Sacchi, R., 2007. Characterization and fractionation of phenolic compounds extracted from olive oil mill wastewaters. *Food Chemistry* 104, 858-867.

Di Serio, M. G., Lanza, B., Mucciarella, M. R., Russi, F., Iannucci, E., Marfisi, P., Madeo, A., 2008. Effects of olive mill wastewater spreading on the physico-chemical and microbiological characteristics of soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 62, 403-407.

Doran, J. W. e T. B. Parkin, 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Special Publication no. 35. Soil Science Society. American SSSA, Madison, WI, USA, 3-21.

Ekwue, E. I., 1991. The effects of soil organic matter content, rainfall duration and aggregate size on soil detachment. *Soil Technology* 4, 197-207.

Eghball, B., Power, J.F., 1999. Phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications: corn production and soil phosphorus. *Soil Science Society American Journal* 63, 895-901.

El-Hamouz, A., Hilal, H. S. Nassar, N., Zahi Mardawi, Z., 2007. Solid olive waste in environmental cleanup: Oil recovery and carbon production for water purification. *Journal of Environmental Management* 84, 83-92.

El-Shafey, E. I., Correia, P. F. M., de Carvalho, J. M. R., 2005. An Integrated Process of Olive Mill Wastewater Treatment. Separation. *Science and Technology*. 40, 2841-2869.

European Conservation Agriculture Federation (ECAAF), 1999. Conservation Agriculture in Europe: environmental, economic and EU policy perspectives. *European Conservation Agriculture First Report*. Disponível em <http://www.ecaf.org/>.

European Environment Agency (EEA), 1995. In: Stanners, D., Boureau, P. (Eds.), *Europe's Environment: The Dobris Assessment*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

European Environment Agency (EEA). 1998. Soil Degradation, chapter 11, p.231-246.; chapter 2, climate change, p. 37-59. In: *Europe's Environment: The Second Assessment*, Elsevier Science Ltd., pp. 293.

European Environment Agency (EEA), 2003. *Assessment and reporting on soil erosion*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

European Environment Agency (EEA), 2005. *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the national strategies for the reduction of biodegradable waste going to landfills pursuant to Article 5 (1) of Directive 1999/31/EC on the landfill of waste*.

FAOSTAT database. 2006. <http://apps.fao.org/default.htm>

FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 84. FAO-ISRIC-ISSS, Roma.

Fialho, M. R., 2000. O olival e o azeite: afinal que futuro. II Simpósio Nacional de Olivicultura. Cooperativa Agrícola de Moura e Barrancos, 10 pps.

Fernández-Bolaños, J., Rodríguez, G., Gómez, E., Guillén, R., Jiménez, A., Heredia, A., Rodríguez, R., 2004. Total Recovery of the Waste of Two-Phase Olive Oil Processing: Isolation of Added-Value Compounds. *Journal of Agriculture Food Chemistry* 52, 5849-5855.

Fernández-Escobar, R., Moreno, R., García-Creus M. 1999. Seasonal changes of mineral nutrients in olive leaves during the alternate-bearing cycle. *Scientia Horticulturae* 82, 25-45.

Fernández J., Hernández D., Plaza C., Polo, A., 2007. Organic matter in degraded agricultural soils amended with composted and thermally-dried sewage sludges. *Science of the Total Environment* 378, 75-80

Fytili, D. e Zabaniotou, A., 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12, 116-140.

Fortuny Santos, J. 2002. Metodología del análisis sectorial en el sistema agroalimentario aplicada al subsector oleícola catalán. Evaluación de la competitividad, el progreso tecnológico y la eficiencia económica empresarial. Tese Doctoral; Disponível em www.tdx.cesca.es/TDX.

Fleskens L. e L. Stroosnijder, 2007. Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed? *Geoderma* 141, 260-271

Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Aguilar, M. I., Ortuño, J. F., Meseguer, V. F., 2004. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges *Journal of Hazardous Materials A108*, 161-169.

García, C., Hernández, T., Costa C., 1992. Mineralization in a calcareous soil of a sewage sludge composted with different organic residues. *Waste Management and Research* 10, 445-452.

García, C., Hernández, T., 1997. Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. *Soil Biology Biochemistry*, 29, 171-177.

García-Gil, J. C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1907-1913.

García-Ortiz, A., Giráldez, J., González, P., Ordóñez, R., 1993. El riego con alpechín. *Agricultura, Revista Agropecuaria*, n.º 730, 426-431.

García-Ortiz, A. e L. Frias, 1995. El empleo de alpechín y orujos húmedos. "Comunicación I+D Agroalimentaria 18/95" Conserjería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía, Sevilla.

García-Gómez, A., Roig, A., Bernal, M. P., 2003. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity *Bioresource Technology* 86, 59-64.

García-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J., 2004. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil Tillage Resource* 82, 65-76.

Galantini, J. e R. Rosell, 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil & Tillage Research* 87, 72-79.

Gardner, B., 1990. European Agriculture's Environmental Problems. Paper presented at the First Annual Conference of the Hudson Institute, Indianapolis, Indiana.

Garg, S. e G. S. Bahl, 2008. Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. *Bioresource Technology* 99, 5773-5777.

Godoy Pallarés, 1997. El efluente del proceso almazarero. *Comunicaciones* 27^a Conferencia Internacional de Mecanización Agraria. Zaragoza, Vol. II, 37-43.

Gómez, J. A., Giráldez, J. V., Pastor, M., Fereres, E., 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil & Tillage Research* 52, 167-175.

Gómez, J. A., Amato, M., Celano, G., Koubouris G. C. 2008a. Organic olive orchards on sloping land: More than a specialty niche production system? *Journal of Environmental Management* 89, 99-109.

Gómez, J. A., Giráldez, J. V., Vanwalleghem, T. 2008b. Comments on "Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed?" by L. Fleskens and L. Stroosnijder. *Geoderma* 147, 93-95.

González, P., Velasco, A., J. V. Giraldez, Ordoñez, R. 1993. El alpechin. Un potencial contaminante de los acuíferos. *Comunicaciones XI Jornadas Técnicas Sobre Riegos*, Valladolid, 154-161.

Goering, H. K., Van Soest, P. J., 1970. Forage fiber analysis: APPARATUS, reagents, procedures, and some applications. Agriculture Handbook, vol. 379. USDA-ARS, Washington, DC.

Graaff, J., Zuazo, V-H. D., Jones, N., Fleskens, L., 2007. Olive production systems on sloping land: Prospects and scenarios. *Journal of Environmental Management* 89, 129-139.

Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Hernández, T., 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery *Bioresource Technology* 76, 221-227.

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

Hernández, T., Moral, R., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M. D., García, C., 2002. Nitrogen mineralization potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology* 83, 213-219.

Hevia, G. G., Buschiazzo, D. E. Heppera, E. N., Urioste, A. M. Antóna E. L., 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116, 265- 277.

Hossner, L.R., 1996. Dissolution for total elemental analysis. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA Book Series 5 SSSA, Madison, WI*, pp. 49-64.

Huang, G. F., Wu, Q. T., Wong, J. W. C., Nagar B. B., 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology* 97, 1834-1842.

Imeson, A. C., 1990. Climate fluctuations and soil erosion under Mediterranean conditions. Erosion del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. UIMP, Valencia, p. 22.

IMPEL, 2003. IMPEL Olive Oil Project Report. European Union Network for the implementation and enforcement of Environmental Law. Disponível em: <http://europa.eu.int/comm/environment/impel/olive_oil_project.htm>.

IMPROLIVE, 2000. FAIR CT96 – 1420, Annex 2. Final report Improlive, investments of treatment and validation of the liquid –solid waste from the two phase olive oil extraction. Disponível em www.nf-2000.org/publications/930011.pdf.

ISSS-ISRIC-FAO. 1996 World reference base for soil resources. Draft. Wageningen: Roma.

Jackson W., 2002. Natural systems agriculture: a truly radical alternative. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 111-117.

Jakobsen, S. T., 1995. Aerobic decomposition of organic wastes 2. Value of compost as a fertilizer. *Resources, Conservation and Recycling* 13, 57-71.

Karin, N., 2006. Impact of Organic Waste Residues on Structure and Function of Soil Bacterial Communities with Emphasis on Ammonia Oxidizing Bacteria. Doctoral thesis Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala Tryck: SLU Service/Repro.

Kapellakis, I. E., Tsagarakis, K. P., Crowther, J. C., 2008. Olive oil history, production and by-product management. *Environment Science Biotechnology*, 7, 1-26.

Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., Schuman, G. E., 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society American Journal*. 61, 4-10.

Kavdir, Y. e D. Killi, 2008. Influence of olive oil solid waste applications on soil pH, electrical conductivity, soil nitrogen transformations, carbon content and aggregate stability. *Bioresource Technology* 99, 2326-2332.

Keeney D. R., e D. W. Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Black, A.L. Page, R. H. Miller e D. R. Keeney (Eds.). *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy Monograph 9. American Society of Agronomy, Inc. Madison Wisconsin*, pp. 643-698.

Kohler, J., Tortosa, G., Cegarra, J., Caravaca, F., Roldán, A., 2008. Impact of DOM from composted “alperujo” on soil structure, AM fungi, microbial activity and growth of *Medicago sativa*. *Waste Management* 28, 1423-1431.

Komilis, D. P. e R. K. Ham, 2003. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Management* 23, 419-423.

Kosmas, K., Danatalos, N., Cammeraat, L. H., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutierrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez-Fernandez, J., Mizara, A., Moustakas, N., Nicolau, J. M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefabregas, J., M. Roxo, M., Simao, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., Vacca, A., 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29, 45-59.

Kosmas, C., Danalatos N. G., Gerontidis St., 2000. The effect of land parameters on vegetation performance and degree of erosion under Mediterranean conditions. *Catena* 40, 3-17.

Kotsou, M., Mari, I., Lasaridi, K., Chatzipavlidis, I., Balis, C., Kyriacou, A., 2004. The effect of olive oil mill wastewater (OMW) on soil microbial communities and suppressiveness against *Rhizoctonia solani*. *Applied Soil Ecology* 26, 113-121.

- Kowaljow, E., e M. J. Mazzarino, 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1580-1588.
- Koulouri, M., Giourga, C., 2007. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena* 69, 274-281.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1485-1498.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change *Geoderma* 123, 1-22.
- Lasanta, T., García-Ruiz, J. M., Pérez-Rontomé, C., Sancho-Marcén, C., 2000. Runoff and sediment yield in a semi-arid environment: the effect of land management after farmland abandonment. *Catena* 38, 265-278.
- Lindsay, W. L. e W. A. Norvel, 1978. Development of DTPA micronutrient test. p 84. *In Agronomy abstracts*. ASA, Madison, Wyoming.
- López-Bermúdez, F., 1990. Soil erosion by water on the desertification of a semi-arid Mediterranean fluvial basin: the Segura Basin, Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 33, 129-145.
- López-Granados, F., Jurado-Expósito, M., Álamo, S., García-Torres, L., 2004. Leaf nutrient spatial variability and site-specific fertilization maps within olive (*Olea europaea* L.) orchards. *European Journal Agronomy* 21, 209-222.
- López-Martínez N., del Olmo A, Torrent, J., 2004. Dissolved reactive phosphorus in a calcareic fluvisol as affected by the addition of agricultural wastes. *Soil Use Management* 20, 74-80.

López-Piñeiro, A., Fernández, J., Rato Nunes, J. M., García, A., 2006. Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. *Soil Science* 171, 728-736.

López-Piñeiro, A., Murillo, S., Barreto, C., Muñoz, A., Rato, J. M., Albarrán, A., García, A., 2007. Changes in organic matter and residual effect of amendment with two-phase olive-mill waste on degraded agricultural soils. *Science of Total Environment* 378, 84-89.

López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Rato Nunes, J. M., Barreto, C., 2008. Short and medium-term effects of two-phase olive mill waste application on olive grove production and soil properties under semiarid Mediterranean conditions. *Bioresource Technolog* 99, 7982-7987.

López-Piñeiro, A., Fernández, J., Albarrán, A., Rato nunes, J. M., Barreto, C., 2008. Effects of De-oiled Two-Phase Olive Mill Waste on Mediterranean Soils and Wheat Crop. *Soil Science Society of America Journal* 72, 424 – 430.

López-Piñeiro, A., Cabrera, D. Peña, D., Albarrán, A. Rato Nunes, J., 2009. Phosphorous adsorption and fractionation in a two-phase olive mil waste amendment. *Soil Science Society of America Journal* 73, 1539 – 1544.

Lowther, J. R., 1980. Use of a single sulphuric-hydrogen peroxide digest for the analysis of pinus radiata needles. *Communications Soil Science Plant Analyses* 11, 175-188.

Madejón, E., López, R., Murillo, J. M., Cabrera, F., 2001. Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84, 55-65.

- Madejón, E., P. Burgos, R. López, F. Cabrera. 2003. Agricultural use of three organic residues: effect on orange production on properties of a soil of the Comarca Costa de Huelva (SW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 65, 281-288.
- Manlay, R. J., Feller, C., Swift, M. J., 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119, 217-233.
- Mantovi, P., Baldoni, G., Toderi, G., 2005. Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water Research* 39, 289-296.
- Mantzavinos, D. e N. Kalogerakis, 2005. Treatment of olive mill effluents Part I. Organic matter degradation by chemical and biological processes—an overview. *Environment International* 31, 289-295.
- MAPA, 2004. Anuario de estadística de 2002. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- Martinez-Fernandez, J., López-Bermudez, F., Martinez-Fernandez, J., Romero-Díaz, A., 1995. Land use and soil-vegetation relationships in a Mediterranean ecosystem: El Ardal, Murcia, Spain. *Catena* 25, 153-167.
- Martínez-Mena, Rogel, J., A., Castillo, V., 2002. Organic carbon and nitrogen losses influenced by vegetation removal in a semiarid mediterranean soil. *Biogeochemistry* 61, 309-321.
- Martínez-Casnovas, J. A. e I. Sánchez-Bosch, 2000. Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedès-Anoia vineyard region (NE Spain). *Soil & Tillage Research* 57, 101-106.

- Martínez, J., R., F., Zuazo, V., H., D., Armando Martínez Raya, A. M., 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment* 358, 46-60.
- Masciandaro, G., Ceccanti, B., Gallardo-Lancho, J., F., 1998. Organic matter properties in cultivated versus set-aside arable Soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67, 267-274.
- Mbagwu, J. S. C. e P. Bazzoffi, 1998. Soil characteristics related to resistance of breakdown of dry soil aggregates by water-drops. *Soil & Tillage Research* 45, 133-145.
- Mechri, B., Echbili, A., Issaoui, M., Braham, M., Elhadj, S. B., Hammami, M., 2007. Short-term effects in soil microbial community following agronomic application of olive mill wastewaters in a field of olive trees. *Applied Soil Ecology* 36, 216-223.
- Mehlich, A., 1942. Rapid estimation of base-exchange properties of soils. *Soil Science*. 53, 1-14.
- Merino, L. 2002. A pressing problem and an energy solution. *Renewable Energy World* 5, 98-101.
- Metzidakis, I., Martínez-Vilela, A., Castro Nieto G., Bassod B., 2008. Intensive olive orchards on sloping land: Good water and pest management are essential. *Journal of Environmental Management* 89, 120-128.
- Mili, S., Zúñiga, M. R., 2001. Exploring the future. *Developments in International Olive Oil Trade and Marketing: a Spanish Perspective. Agribusiness, An International Journal* 17, 397-415.

Miranda, M. T. Cabanillas, A., Rojas, S., Montero, I., Ruiz, A., 2007. Combined combustion of various phases of olive wastes in a conventional combustor. *Fuel* 86, 367-372.

Mohanty, S., Paikaray, N. K., Rajan, A. R., 2006. Availability and uptake of phosphorus from organic manures in groundnut (*Arachis hypogea* L.) - corn (*Zea mays* L.) sequence using radio tracer technique. *Geoderma* 133, 225-230.

Molina Alcaide, E., Nogales, R., Martín, A. I., Yáñez, D. R., Moumen, A., 2001. Reutilización de los orujos procedentes de las nuevas tecnológicas de extracción en dos fases del aceite de oliva de aceituna en alimentación de rumiantes. In: I Encuentro Internacional Gestión de Residuos orgánicos en el Ámbito Rural Mediterráneo, 22-23 Febrero, Pamplona (España).

Monpezat, G. e J. F. Denis, 1999. Fertilisation des sols méditerranées avec des issues oléicole. *OCL* 6 (1), 63-68.

Montemurro, F., Convertini, G., Ferri, D., 2004. Mill wastewater and olive pomace compost as amendments for rye-grass. *Agronomi* 24, 481-486.

Mondini, C., Cayuela, M. L., Sinicco, T., Cordaro, F., Roig, A., Sánchez-Monedero, M. A., 2007. Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1366-1374.

Montero-Vilaruño, M. J., Miramontes, P., Couce, M. L., Sío, J. E., (data desconhecida). Efecto de la adición de lodo residual urbano sobre la mineralización del nitrógeno, pH, contenidos de P y materia orgánica en suelo a lo largo de un período de incubación. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 2, 77-83.

Moustakas, N., Nicolau, J. M., Oliveros, C., Pinna, G., Puddu, R., Puigdefabregas, J., Rox, M., Simão, A., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., Vacca, A. 1997. The effect of

land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29, 45-59.

Mozaffary, M., Rosen, C. J., Russelle, M. P., Nater E. A., 2000. Corn and soil response to application of ash generated from gasified alfalfa stems. *Catena* 65, 896-907.

Murphy, J., e J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analyses Chimistry. Acta* 27:31-36.

Nastri, A., Ramieri, N.A., Abdayem, R., Piccaglia, R., Marzadori, C., Ciavatta, C., 2006. Olive pulp and its effluents suitability for soil amendment. *Journal of Hazardous Materials* 138, 211-217.

Navas, A., Bermudez, F., J. Machín, J., 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *Geoderma* 87, 123-135.

National Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. 1998. Effect of Soil Erosion on Soil Productivity and Soil Quality, Technical Note no. 7, Soil Quality Institute, Auburn, Alabama, USA., p. 4.

Nelson, D. W., e Sommers, L. E., 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. in D.L. Sparks (ed.) *Methods of soil analysis. Part 3. SSSA Book Ser. 5 SSSA*, Madison, WI, pp. 961-1010.

Nijeensohn, F. e Maffei, J. A., 1996. Fertilización del olivo regadío en suelos aluviales II- diagnóstico foliar. *Revista de la Facultad e Ciencias Agrarias – Universidad Nacional de Cuyo*, Argentina, 28, 1-13.

Nogales, R. (data desconhecida). *Resíduos Agroindustriales* (documento não publicado).

Nogales, R., Gómez, M., Benitez, E., Calmet, A., Elvira, C., 1997. El vermicompostage como tratamiento biológico para la revalorización de los subproductos del olivar. Resultados preliminares. Em Primeras Jornadas Mediterráneas de Olivar Ecológico. Cámara de comercio de Jaén. *Ecoliva*, 97, 123-135.

Ojeda G., Alcañiz, J. M., Bissonais Y. Le, 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125, 48-56.

Odlare, M., Pell, M., Svensson, K., 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Management* 28, 1246-1253.

Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe F. S., Dean L. A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular*, vol. 939. Washington, DC: U. S. Gov. Print, Office.

Oktay, Z, 2006. Olive Cake as a Biomass Fuel for Energy Production', *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 28, 329 -339.

Ordóñez, R., González, P., Giráldez, J. V., García-Ortiz, A. 1999. Efecto de la enmienda con alperujo sobre los principales nutrientes de un suelo agrícola. *Estudios de la zona no saturada*. ISSN: 84-699-1258-5, 123-126.

Ordóñez-Fernández, R. Rodríguez-Lizana A., Espejo-Pérez A. J., González-Fernández P., Saavedra. M. M., 2007. Soil and available phosphorus losses in ecological olive groves. *European Journal Agronomy* 27, 144-153.

Orlov, D. S., 1995. Humic substances of soils and general theory of humification. Rotterdam, the Netherlands: A.A. Balkema Publishers.

Ouédraogo, E., Mando, A., Zombré, N. P., 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84, 259-266.

Papadakis, J., 1996. Climates of the world and their agricultural potentialities. In: Papadakis, J. (Ed.), Buenos Aires, pp. 173.

Pardini, G. e M. Gispert, 1996. El efecto de los alpechines sobre algunas propiedades físicas del suelo. *Comunicaciones IV Congreso Nacional Conservación del Suelo*, Lleida, 275-280.

Paredes, M.J., Moreno, E., Ramos-Cormenzana, A., Martinez, J., 1987. Characteristics of soil after pollution with waste water from olive oil extraction plants. *Chemosphere* 16, 1557-1564.

Paredes, C., Bernal, M. P., Roig, A., Cegarra, J., Sanchez-Monedero, M. A., 1996. Influence of the Bulking Agent of Olive-Mill Wastewater Composting on the Degradation Sludge During. *International Biodeterioration & Biodegradation* 52, 205-210.

Paredes, C., Cegarra, J., Roig, A., Sánchez-Monedero, M. A., Bernal, M.P., 1999. Characterization of olive-mill wastewater (alpechín) and its sludge for agricultural purposes. *Bioresource Technology* 67, 111-115.

Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M. A., Cegarra, J., 2000. Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 32, 222-227.

Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J., Roig, A., 2002. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology* 85, 1-8.

Paredes, C, Cegarra, J, Bernal, M. P., Roig A., 2005. Influence of olive mill wastewater in composting and impact of the compost on a Swisschard crop and soil properties. *Environment International* 31, 305-12.

Parr, J. F. e R. I. Papendick, 1997. Soil quality: relationship and strategies for sustainable dry land farming. *Annals of Arid Zones* 36, 181-191.

Pardini, G., Gispert M., Dunjó G., 2003. Runoff erosion and nutrient depletion in five Mediterranean soils of NE Spain under different land use. *The Science of the Total Environment* 309, 213-224.

Parfitt, R. L., Theng, B. K. G., Whitton, J. S., Shepherd, T. G., 1997. Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* 75, 1-12.

Pascual, J. A., Ayuso, M., García, C., Hernández, M. T., 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management & Research* 15, 103-112.

Pascual, J. A., Garcia, C., Hernandez, T., 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality *Bioresource Technology* 68, 255-264.

Pascual, J. A., Garcia, C., Hernández, T., Moreno, J. L., Rós, M., 2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1877-1833.

Pastor, M., Moya, J., Moya, C., Vega V., (data desconhecida). Diseño de plantaciones de olivar. FAPA. Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa (www.agri-plus.net.pdf).

Pastor, M. 2000. Olivar: plantaciones intensivas y superintensivas. *Vida rural* nº 101.

Paz, J. M., Sánchez, J., Visconti, F., 2005. Combined use of GIS and environmental indicators for assessment of chemical, physical and biological soil degradation in a Spanish Mediterranean region. *Journal of Environmental Management* 79, 150-162.

Pedra, F., Plaza, C., Fernández, J. M., García-Gil, J. C., Polo, A., 2008. Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on chemical and spectroscopic properties of humic acids from a sandy Haplic Podzol and a clay loam Calcic Vertisol in Portugal. *Waste Management* 28, 2183-2191.

Perez, J. D., Esteban, E., Gómez, M., Gallardo-Lara, F., 1986. Effects of wastewater from olive processing on seed germination and early plant growth of different vegetable species. *Journal of Environment Science Health* 21, 349-357.

Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., Blair, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117-1123.

Pinto, L., (2003). *O Azeite e o Ambiente*. Voz da Terra.

Piotrowska, A., Iamarino, G., Rao, M. A., Gianfreda, L., 2006. Short-term effects of olive mill wastewater (OMW) on chemical and biochemical properties of a semiarid Mediterranean soil. *Biology & Biochemistry* 38, 600-610.

Piperidou, C. I., Chaidou, C. I., Stalikas, C. D., Soulti, K., Pilidis, G. A., Balis, C., 2000. Bioremediation of olive oil mill wastewater: Chemical alternations induced by *Azotobacter vinelandii*. *Journal of Agriculture Food Chemistry*, 48, 1941-1948.

Plaza, C., R. Nogales, R., N. Senesi, N., Benitez, E., Polo, A., 2008. Organic matter humification by vermicomposting of cattle manure alone and mixed with two-phase olive pomace. *Bioresource Technology* 99, 5085-5089.

Prieto, L. R., Triviño, I., Cervera, J. G., 1997. El riego localizado como sistema de aprovechamiento de los residuos líquidos de almazaras. *Comunicaciones* 27^a Conferencia Internacional de Mecanización agrária. Zaragoza. Vol. II, 107-115.

Puigdefábregas, J. e T. Mendizabal 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean *Journal of Arid Environments*, 39, 209-224.

Puigdefábregas, J., Roxo, M., Simão, F., Stamou, G., Tomasi, N., Usai, D., Vacca, A., 1997. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena* 29, 45-49.

Quideau, S. A., Anderson, M. A., Graham, R. C., Chadwick, O. A, Trumbore S. E., 2000. Soil organic matter processes: characterization by ¹³C NMR and ¹⁴C measurements. *Forest Ecology and Management* 138, 19-27.

Ramos-Cormenzana, A., Monteoliva-Sanchez M., Lopez M. J., 1995. Bioremediation of Alpechin. *International Biodeterioration & Biodegradation* 35, 249-268.

Ramos, M.C. e Martínez-Casanovas, J. A., 2004. Nutrient losses from a vineyard soil in North-eastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. *Catena* 55, 79-90.

Ramos, M.C., Martínez-Casanovas, J. A., 2006a. Nutrient losses by runoff in vineyards of the Mediterranean Alt Penedès region (NE Spain) *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 356-363.

Ramos, M. C. e Martínez-Casanovas, J. A., 2006b. Erosion rates and nutrient losses affected by composted cattle manure application in vineyard soils of NE Spain. *Catena* 68, 177-185.

Ranalli, A., Martinelli, N., 1995. Integral centrifuges for olive oil extraction, at the third millennium threshold. Transformation yields. *Grasas y Aceites* 46, 255-263.

Restrepo-Díaz, H., Benlloch, M., Navarro, C., Ricardo Fernández-Escobar, R., 2008a. Potassium fertilization of rainfed olive orchards. *Scientia Horticulturae* 116, 399-403.

Restrepo-Díaz, H., Benlloch, M., Fernández-Escobar, R., 2008b. Plant water stress and K⁺ starvation reduce absorption of foliar applied K⁺ by olive leaves. *Scientia Horticulturae* 116, 409-413.

Reuter, D. J. e J. B. Robinson, 1997. *Plant Analysis and Interpretation Manual*. Reuter, D. J. e J. B. Robinson (Eds). CSIRO Austrália.

Rinaldi, M., Rana, G., Introna, M., 2003. Olive-mill wastewater spreading in southern Italy: effects on durum wheat crop. *Field Crops Research* 84, 319-326.

Roig, A., Cayuela, M. L Sánchez-Monedero, M. A., 2006. An overview on olive mill wastes and their valorisation methods *Waste Management* 26, 960-969.

Ros, M., Hernández, M. T., García, C., 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 463-469.

Rouina, B. B., Taamallah, H., Ammar, E., 1999. Vegetation water used as fertilizer on young olive plants. *Acta Horticulturae* 474, 353-355.

Saadi, I., Laor, Y., Raviv, M., Medina, S., 2007. Land spreading of olive mill wastewater: Effects on soil microbial activity and potential phytotoxicity. *Chemosphere* 66, 75-83.

Said-Pullicino, D., Erriquens, F. G., Gigliotti, G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology* 98, 1822-1831.

Sampedro, I., Marinari, S., D'Annibale, A., Grego, S., Ocampo, J. A., García-Romera, I., 2007. Organic matter evolution and partial detoxification in two-phase olive mill waste colonized by white-rot fungi. *International Biodeterioration & Biodegradation* 60 (2), 116-125.

Sampedro, I., Cajthaml T., Marinari, S., Petruccioli, M., Grego, S., D'Annibale, A., 2009. Organic matter transformation and detoxification in dry olive mill residue by the saprophytic fungus *Paecilomyces farinosus*. *Process Biochemistry* 44, 216-225.

Sánchez-Monedero, M. A., Cayuela, M., L., Mondini, C., N. Serramiáa, N., A. Roig, A., 2008. Potential of olive mill wastes for soil C sequestration. *Waste Management*, 767-773.

Sánchez-Monedero, M. A., Mondini, C., Nobili, M. de, Leita, L., Roig, A., 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management* 24, 325-332.

Sánchez-Zamora, M. A., Marín, L., Fernández-Escobar, R., 1999. El abonado nitrogenado en el olivo. VIII Congreso Nacional de Ciencias Hortícolas, Murcia.

Santos, J. Q., 1996. Fertilização. Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos. Eds. Publicações Europa-América, Coleção Euroagro, Lisboa, pps 441.

Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., Biasci, A., Riffaldi, R., 2001. Suitability of moist olive pomace as soil amendment. *Water, Air and Soil Pollution* 128, 13-22.

Senesi, N., Plaza, C., Brunetti, G., Polo, A., 2007. A comparative survey of recent results on humic-like fractions in organic amendments and effects on native soil humic substances *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1244-1262.

Senesi, N. e C. Plaza, 2007. Role of Humification Processes in Recycling Organic Wastes of Various Nature and Sources as Soil Amendments. *Clean* 35, 26-41.

Sierra, J., Martí, G., Cruañas, R., Garau, M. A., 2001. Characterization and evaluation of a soil affected by olive oil mill wastewater disposal. *Science of Total Environment*. 279, 207-214.

Sierra, J., Martí, E., Garau, M. A., Cruañas, R., 2007. Effects of the agronomic use of olive oil mill wastewater: Field experiment. *Science of the Total Environment* 378, 90-94.

Sillanpaa, M., 1982. Micronutrients and the Nutrient Status of Soils: A Global Study. *FAO Soils Bulletin* 48, 444p.

Sims, J. R. e V. A. Haby, 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science* 112, 137-41.

Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B. A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74, 65-105.

Soriano, A. P, González J., Goldaracena, I., Corral, J. M.; Martín, M.L., Porras, A. (data desconhecida). Aspectos agronómicos y económicos de las plantaciones en seto de olivar. *Foro del Olivar y el Medio Ambiente*.

Suárez, M., Romero, M-P., Ramo, T., Macià, A., Motilva, M-J., 2009. Methods for Preparing Phenolic Extracts from Olive Cake for Potential Application as Food Antioxidants. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 57, 1463-1472.

Sun, H., Larney F. J., Bullock, M. S., 1995. Soil amendments and water-stable aggregation of a desurfaced dark brown chernozem. *Canadian Journal Soil Science* 75, 319-25.

Yaduvanshi, N. S. e Sharma, D. R., 2008. Tillage and residual organic manures/chemical amendment effects on soil organic matter and yield of wheat under sodic water irrigation. *Soil & Tillage Research* 98, 11-16.

Tejada, M., Ruiz, J. L., Dobao, M., Benítez, C., González. J. L., 1997. Evolución de parámetros físicos de un suelo tras la adición de distintos tipos de orujos de aceituna. *Actas Horticultura* 18, 514-518.

Tejada, M. e González, J. L., 2004. Effects of foliar application of a byproduct of the two-step olive oil mill process on rice yield. *European Journal Agronomy* 21, 31-40.

Tejada, M. e Gonzalez, J. L., 2007. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. *Soil & Tillage Research* 93, 197-205.

Tisdale, S. L., Nelson W. L., 1998. *Soil fertility and fertilizer*, 3rd ed. Macmillan. New York.

Tisdall, J. M., Oades, J. M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33, 141-163.

Tomati, U., Galli, E., Fiorelli, F., Pasetti, L., 1996. Fertilizers from Composting of Olive-Mill Wastewaters. *International Biodeterioration & Biodegradation* 44, 155-162.

United Nations, 1998. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, in: http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php

United State Salinity Laboratory Staff, 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*, US Department of Agriculture, Handbook No. 60, Washington DC.

- Valiente, C., Arrigoni, E., Corrales, J. R., Esteban, R. M., Amado, R., 1995. Composición de la fibra alimentaría en el orujo de aceituna. Aminoácidos asociados a la fibra insoluble, soluble y total. *Grasas y Aceites* 46, 98-102.
- Van Lynden, G.W. J., 1995. European soil resources. Current status of soil degradation, causes, impact and need for action. Council of Europe Press. *Nature and Environment*, no 71, Strasbourg, France.
- Varennes, A., 2003. *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Escolar Editora, Lisboa, 490pp.
- Venganzones, M. J., Camacho, D., Nely, S. O., 1997. Aprovechamiento y depuración de aguas residuales en los sistemas de producción de aceite de oliva. *Comunicaciones 27^a Conferencia Internacional de Mecanización agraria*. Zaragoza. Vol. II, 45-52.
- Villalobos, F., Testi, L., Hidalgo J., Pastor M., Orgaz, F., 2006. Modelling potential growth and yield of olive (*Olea europaea* L.) canopies *European Journal Agronomy*, 24 296-303.
- Vitolo, S., Petarca, L., Bresci, B., 1999. Treatment of olive oil industry wastes. *Bioresource Technology* 67, 129-137.
- Vlyssides, A. G., Bouranis, D. L., Loizidou, M., Karvouni, G., 1996. Study of a Demonstration Plant for the Co-composting of Olive-Oil-Processing Wastewater and Solid Residue. *Bioresource Technology* 56, 187-193.
- Vlyssides, A.G., Loizides, M., Karlis, P. K., 2004. Integrated strategic approach for reusing olive oil extraction by-products. *Journal of Cleaner Production* 12, 603-611.
- Watts, C. W., Dexter A. R., 1997. The influence of organic matter in reducing the destabilization of soil by simulated tillage. *Soil & Tillage Research*. 42, 253-275.

Walker, D. J., Pilar, M., Bernal, M. P., 2008. The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil. *Bioresource Technology* 99, 396-403.

Weber, J., A. Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., Kocowicz, A., 2007. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 1294-1302

Xiloyannis, C., Raya, A. M., Kosmas, C., Favia, M., 2007. Semi-intensive olive orchards on sloping land: Requiring good land husbandry for future development. *European Journal of Environmental Management* 89, 110-119.

Zalidis G., Stamatiadis S., Takavakoglou V., Eskridge K., Misopolinos N., 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88,137-146.