



**Inês Maria Machado Bártolo**

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

## **Valorização agrícola de lamas de ETAR – Estudo da disponibilidade do fósforo.**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
Engenharia do Ambiente – Perfil de Sanitária

Orientador: Doutora Cristina Maria Gomes Leite Sempiterno, Investigadora Auxiliar, Instituto Nacional de Investigação Agrária.

Co-orientador: Professora Doutora Alexandra de Jesus Branco Ribeiro, CENSE, DCEA, FCT-UNL.

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues  
Arguente: Doutora Maria Nazaré Parada Figueiredo Sousa Couto Alves  
Vogal: Doutora Cristina Maria Gomes Leite Sempiterno



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Maior de 2016**



## **Valorização agrícola de lamas de ETAR – Estudo da disponibilidade do fósforo.**

Copyright © Inês Maria Machado Bártolo, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



## **Agradecimentos**

Gostaria de agradecer a toda a equipa do Laboratório Química Agrícola Rebelo da Silva - INIAV pelo carinho com que me receberam.

À Doutora Cristina Sempiterno pela excelência da sua orientação, simpatia, conhecimentos transmitidos, acompanhamento, disponibilidade, sugestões, interesse demonstrado e incentivo ao longo da realização desta dissertação.

À Doutora Fátima Calouro, responsável do laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, por prontamente ter aceitado o pedido para a realização deste trabalho experimental, pela disponibilidade de sempre manifestada, pelo experiente apoio na realização do delineamento experimental dos ensaios, pelas muitas sugestões que transmitiu e pela cuidada e crítica revisão de todo o trabalho.

À Professora Alexandra Ribeiro por me dado a preciosa oportunidade de desenvolver a minha tese de mestrado num laboratório com grandes referências nacionais.

Ao Engenheiro Rui Fernandes pelos conhecimentos transmitidos e pela ajuda ao longo do trabalho prático.

À Doutora Raquel Mano pela sua disponibilidade e pela informação fornecida.

Às Engenheiras Cristina Sempiterno, Luíza Peixoto e Raquel Mano e às técnicas Natália Correia, Adosinda Curto e Regina Alves pelas horas de almoço pautadas por diálogos interessantes e divertidos, que se reflectiram numa grande aprendizagem e enriquecimento, tanto ao nível profissional como pessoal.

À minha companheira, Clara Simões, por tudo o que vivenciamos ao longo deste anos.

Aos meus familiares e amigos por todo o apoio e compreensão ao longo de todo o meu percurso académico.



## Resumo

A aplicação de lamas de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) ao solo agrícola, quando efetuada adequadamente, permite tirar partido do seu valor fertilizante, ao veicular nutrientes e matéria orgânica, contribuindo assim para uma melhoria da fertilidade dos solos e do estado nutritivo das culturas neles instaladas. Prevê-se que a depleção das reservas de fosforite possa ocorrer dentro de cerca de 100 anos, tornando-se necessário encontrar alternativas à sua utilização. Com o objetivo de contribuir para um melhor conhecimento do fornecimento de fósforo ao solo, veiculado pela lama, realizou-se um ensaio em vasos, com milho, delineado em blocos completos casualizados, considerando treze tratamentos experimentais, e três repetições. Procurou-se comparar os efeitos produzidos da aplicação de fósforo veiculado pela lama com a aplicação de um adubo fosfatado mineral e com a combinação entre ambos. Consideraram-se os seguintes tratamentos experimentais: (i) um tratamento testemunha, sem aplicação de fósforo; (ii) quatro tratamentos com níveis crescentes de fósforo veiculado através da lama; (iii) quatro tratamentos com níveis crescentes de fósforo veiculado pelo fosfato de cálcio e (iv) quatro tratamentos com os mesmos níveis de fósforo mas veiculado pela lama e pelo fosfato de cálcio.

Avaliaram-se os efeitos produzidos a nível da produção da planta teste e do seu estado nutritivo, bem como do estado de fertilidade do solo. A produção de biomassa da planta teste mostrou-se altamente dependente da fertilização fosfatada, registando-se a produção mais elevada nos tratamentos em que foram adicionadas as maiores quantidades de fósforo veiculado pelo fosfato de cálcio e pela mistura deste com lama. Foi demonstrado o poder corretivo e fertilizante da lama, contudo confirmou-se a necessidade de estabelecer limites nas quantidades de lama a aplicar ao solo agrícola.

Os resultados obtidos permitiram concluir que a aplicação controlada de lamas ao solo pode constituir um destino final adequado, podendo a lama constituir um substituto parcial dos fertilizantes minerais fosfatados.

**Palavras - Chave:** Lamas de depuração; Valorização agrícola de lamas; Fósforo.



## **Abstract**

Sewage sludge from treatment plant are rich in nutrients and organic matter. When properly applied to the soil, they contribute to improve its chemical and physical characteristics and prevent degradation. Since the depletion of phosphate rock reserves is anticipated to occur within about 100 years, it may be necessary to find alternatives to its use. Sewage sludge represents one of these alternatives.

In order to contribute to a better understanding of sludge phosphorus supply to the soil, we created a treatment plant using maize as a test plant. For this purpose, we followed a specific experimental trial, under which thirteen experimental treatments were carried out in a randomized complete block design with three repetitions. The following experimental treatments were carried out: (i) a control treatment without phosphorus supply; (ii) four treatments with increasing levels of phosphorus supplied by sludge; (iii) four treatments with increasing levels of phosphorous supplied by calcium phosphate and (iv) four treatments with the same phosphate levels but supplied by sludge and calcium phosphate.

It was evaluated the effects obtained in the plant test and its nutritional state, as well as the soil fertility status. Biomass production associated to the test plant, showed a highly dependency of the phosphorus fertilization. The highest production of biomass were obtained when were added bigger amounts of phosphorus which is conveyed by calcium phosphate and a mix of calcium phosphate and sewage sludge. It has been shown the corrective power and fertilizer by applying the sludge, however it was confirme the need to establish limits on the amounts of sludge to be applied to agricultural soil.

In conclusion, the supply of sewage sludge to agricultural soils can be a suitable final destination for this product. Even though sludge cannot totally replace phosphate fertilizers, it can be used as a partial substitute

**Keywords:** Sewage sludge; Agronomic valorization of sewage sludge; Phosphorus.



## Índice

1	Introdução .....	1
2	Lamas de depuração .....	5
2.1	Principais processos de tratamento de águas residuais e as lamas geradas .....	5
2.2	Produção de Lamas na Europa e em Portugal .....	6
2.3	Possíveis destinos das lamas .....	8
2.4	Valorização agrícola de Lamas.....	11
2.4.1	Valor fertilizante das lamas .....	11
2.4.2	Vantagens da aplicação de lamas aos nossos solos agrícolas.....	15
2.4.3	Enquadramento legal da valorização agrícola de lamas em Portugal.....	16
3	A importância da fertilização fosfatada .....	19
3.1	O fósforo no solo .....	19
3.2	A importância do fósforo na nutrição das plantas .....	22
3.3	A lama como fonte de fósforo alternativa aos adubos minerais .....	23
4	Caso de Estudo – ETAR de Beirolas.....	27
4.1	Aspectos gerais da ETAR .....	27
4.2	Linhas de tratamento.....	27
5	Ensaio em vaso.....	29
6	Material e métodos.....	31
6.1	Solo utilizado no ensaio .....	31
6.2	Lama utilizada no ensaio.....	31
6.3	Planta teste .....	33
6.4	Dispositivo Experimental .....	33
6.4.1	Delineamento experimental .....	34
6.4.2	Instalação e condução do ensaio .....	35
6.5	Métodos analíticos .....	41
6.5.1	Análise do Solo.....	41
6.5.2	Análise da Lama .....	42
6.5.3	Análise do material vegetal .....	42
6.6	Análise estatística dos dados experimentais.....	43
7	Resultados e discussão.....	45
7.1	Efeitos sobre a produção .....	45
7.2	Efeitos sobre a fertilidade do solo.....	50
7.2.1	Fósforo.....	50
7.2.2	Outros parâmetros do solo analisados.....	55
7.3	Efeitos sobre o estado nutritivo da planta teste .....	61

7.3.1 Fósforo.....	63
7.3.2 Outros parâmetros analisados.....	65
8 Conclusões.....	67
9 Oportunidades e Desafios .....	69
10 Referências Bibliográficas.....	71
Anexos.....	79

## Índice de figuras

<b>Figura 2.1</b> - Esquema geral de funcionamento de uma ETAR (Fonte: Soveral-Dias, 2004). .....	5
<b>Figura 3.1</b> - Ciclo do fósforo no solo. As caixas representam os compartimentos de fósforo no solo, enquanto as setas representam os fluxos entre os compartimentos. As três caixas maiores indicam os principais grupos de compostos contendo fósforo no solo (adaptado de Brady e Weil, 2002). .....	20
<b>Figura 3.2</b> - Matérias-primas críticas (Comissão Europeia, 2016) .....	25
<b>Figura 4.1</b> - Localização da ETAR de Beirolas (Fonte: Google Maps). .....	27
<b>Figura 6.1</b> - Colheita da amostra de lama para o ensaio.....	32
<b>Figura 6.2</b> - Ensaio experimental realizado – a) Vista lateral; b) Vista frontal. ....	33
<b>Figura 6.3</b> - Horto de Química Agrícola – A) Estufa; B) Abrigo exterior. ....	34
<b>Figura 6.4</b> - A) Paisagem da terra; B) Envolvimento da lama com a terra. ....	35
<b>Figura 6.5</b> - Esquema da casualização dos ensaios realizados. ....	36
<b>Figura 6.6</b> - A) Molde para colocar as sementes no vaso; B) Sementes dispostas no vaso. ....	38
<b>Figura 6.7</b> - A) Preparação da solução nutritiva inicial; B) Aplicação de 50 ml de solução nutritiva azotada de cobertura. ....	37
<b>Figura 6.8</b> - Sequência do procedimento efetuado para a preparação das amostras de material vegetal – parte aérea. ....	40
<b>Figura 6.9</b> - Sequência do procedimento efetuado para a preparação das amostras de material vegetal- raízes. ....	40
<b>Figura 7.1</b> - Resposta da produção média de biomassa da parte aérea aos tratamentos experimentais. ....	46
<b>Figura 7.2</b> - Resposta da produção média de biomassa da raiz aos tratamentos experimentais. ....	47
<b>Figura 7.3</b> - Resposta da produção média de biomassa da parte aérea à aplicação de quantidades crescentes de lama. ....	48
<b>Figura 7.4</b> - Produção de biomassa, no final do ensaio, em função da aplicação de quantidades crescentes de lama: A) parte aérea; B) raiz. ....	48
<b>Figura 7.5</b> - Produção de biomassa, no final do ensaio, em função da aplicação de quantidades crescentes de fosfato de cálcio: A) parte aérea; B) raiz. ....	49
<b>Figura 7.6</b> - Produção de biomassa, no final do ensaio, em função da aplicação de quantidades crescentes da mistura lama e fosfato de cálcio: A) parte aérea; B) raiz. ....	49
<b>Figura 7.7</b> - Comparação da produção de biomassa da parte aérea, no final do ensaio, com a aplicação da mesma quantidade de fósforo veiculado pela lama (T2 e T3), pelo fosfato de cálcio (T6 e T7) e pela mistura de ambos (T10 e T11): A) nível 1 ( $P = 0,121 \text{ g vaso}^{-1}$ ); B) nível 2 ( $P = 0,245 \text{ g vaso}^{-1}$ ). ....	49
<b>Figura 7.8</b> - Comparação da produção de biomassa da parte aérea, no final do ensaio, com a aplicação da mesma quantidade de fósforo veiculado pela lama (T4 e T5), pelo fosfato de cálcio (T8 e T9) e pela mistura de ambos (T12 e T13): A) nível 3 ( $P = 0,364 \text{ g vaso}^{-1}$ ); B) nível 4 ( $P = 0,485 \text{ g vaso}^{-1}$ ). ....	50
<b>Figura 7.9</b> - Quantidade de fósforo extraível ( $P_2O_5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) pelo método de ER, obtida em cada tratamento experimental, no final do ensaio.....	52

<b>Figura 7.10</b> - Resposta da quantidade de fósforo extraído pelo método de ER ( $P \text{ mg kg}^{-1}$ ), à aplicação de quantidades crescentes de fósforo ( $\text{g vaso}^{-1}$ ).....	53
<b>Figura 7.11</b> - Quantidade de fósforo extraído ( $P_2O_5 \text{ mg kg}^{-1}$ ) pelo método de extração em água por tratamento experimental, obtida no final do ensaio.....	54
<b>Figura 7.12</b> - Resposta da quantidade de fósforo extraído pelo método de extração em água ( $P \text{ mg kg}^{-1}$ ), à aplicação de quantidades crescentes de fósforo ( $\text{g vaso}^{-1}$ ).....	55
<b>Figura 7.13</b> - Teores de matéria orgânica, no solo, por tratamento experimental, no final do ensaio. ....	57
<b>Figura 7.14</b> - Reação do solo, por tratamento experimental, no final do ensaio.....	58
<b>Figura 7.15</b> - Resposta do pH ( $H_2O$ ) da terra à aplicação de quantidades crescentes de lama. .	59
<b>Figura 7.16</b> - Condutividade eléctrica do solo, por tratamento experimental, no final do ensaio. ....	59
<b>Figura 7.17</b> - Relação entre o teor de fósforo nos tecidos vegetais e a aplicação de quantidades crescentes de fósforo. ....	63

## Índice de tabelas

<b>Tabela 2.1</b> - Composição química e física de lamas de ETAR (Metacalf e Eddy, 2004). .....	6
<b>Tabela 2.2</b> - Quantidade de lamas produzidas e lamas encaminhadas a destino final, na EU em 2012 (adaptado de Comissão Europeia, 2015a). .....	7
<b>Tabela 2.3</b> – Quantidade de lamas encaminhadas e distribuição segundo o destino final (Comissão Europeia, 2015a). .....	9
<b>Tabela 2.4</b> - Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola (Decreto-Lei n.º 276/2009). .....	17
<b>Tabela 2.5</b> - Valores limite de concentração de metais pesados nos solos em função do seu pH e quantidades anuais que podem ser introduzidas nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos (kg/ha/ano) (adaptado de Decreto-Lei n.º 276/2009). .....	17
<b>Tabela 2.6</b> - Valores limite de concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura (Decreto-Lei n.º 276/2009). .....	17
<b>Tabela 6.1</b> - Características físico-químicas do solo, de Alpiarça, utilizado no ensaio. ....	31
<b>Tabela 6.2</b> - Caracterização da lamas desidratada da ETAR de Beirolas (valores referidos à matéria seca). .....	32
<b>Tabela 6.3</b> - Quantidades de lama utilizadas nos vasos dos diversos tratamentos experimentais e a equivalência aproximada em toneladas por hectare. ....	32
<b>Tabela 6.4</b> - Quantidade de lama (L) e/ou fosfato de cálcio (F) e de fósforo (P) veículado pela lama e/ou pelo fosfato de cálcio adicionada ao solo em cada tratamento experimental. ....	34
<b>Tabela 6.5</b> - Soluções nutritivas aplicadas nos vasos de todos os tratamentos experimentais. .	37
<b>Tabela 6.6</b> - Métodos aplicados na determinação dos parâmetros do solo. ....	41
<b>Tabela 6.7</b> - Métodos de determinação dos parâmetros da lama aplicada no ensaio. ....	42
<b>Tabela 6.8</b> - Métodos de determinação dos parâmetros químicos do material vegetal analisado. ....	43
<b>Tabela 7.1</b> - Produção média de biomassa, por tratamento experimental. ....	45
<b>Tabela 7.2</b> - Tabela resumida das análises de variância relativas à produção de matéria seca da parte aérea e da raiz. ....	45
<b>Tabela 7.3</b> - Teores médios de fósforo extraível na terra, obtidos pelos métodos Egnér-Riehm (ER) e extração aquosa, no final do ensaio. ....	51
<b>Tabela 7.4</b> - Tabela resumida da análise de variância relativa ao fósforo extraível pelos dois métodos. ....	51
<b>Tabela 7.5</b> - Níveis médios de matéria orgânica (MO), reação do solo (pH) e condutividade elétrica (CE) do solo, no final do ensaio. ....	56
<b>Tabela 7.6</b> - Tabela resumida da análise de variância relativa a diversos parâmetros do solo, no final do ensaio. ....	56
<b>Tabela 7.7</b> - Teores de metais pesados no solo após o corte da planta teste. ....	60
<b>Tabela 7.8</b> - Tabela resumida das análises de variância relativas aos metais pesados no solo. .	60
<b>Tabela 7.9</b> - Composição química média da biomassa – Macronutrientes. ....	61
<b>Tabela 7.10</b> - Composição química média da biomassa – Micronutrientes. ....	62

<b>Tabela 7.11</b> - Tabela resumida da análise de variância relativa à composição química do milho. .....	62
<b>Tabela 7.12</b> - Fósforo removido e recuperação aparente de P pela planta teste em cada um dos tratamentos experimentais.....	64

## 1 Introdução

O aumento da população mundial, acompanhado do desenvolvimento agro-industrial acelerado que se tem verificado ao longo das últimas décadas, tem resultado em pressões dramáticas sobre a capacidade de absorção do ambiente, nomeadamente no que respeita à crescente quantidade de resíduos que são produzidos. Consequentemente, maiores consumos de água são registados, acrescidos de substâncias poluentes do metabolismo humano e das atividades domésticas, dando origem às chamadas águas residuais domésticas. Estas águas, juntamente com as águas residuais industriais e as águas pluviais, também contaminadas, formam o que se designa por águas residuais urbanas.

As águas residuais urbanas antes de serem devolvidas às massas de água têm que ser devidamente tratadas em estações de tratamento de águas residuais (ETAR), para garantir que a qualidade dos meios recetores e os ecossistemas aí existentes se mantenham.

As ETAR desempenham um papel fulcral na preservação do ambiente. Contudo, do seu normal funcionamento, são gerados subprodutos, as chamadas lamas de ETAR. Segundo o Comité Europeu de Normalização (CEN) a lama é definida como uma “mistura de água e sólidos separados a partir de vários tipos de água em consequência de processos naturais ou artificiais” (Working Document on Sludge, 2000).

As lamas provenientes das ETAR são caracterizadas por serem ricas em matéria orgânica e conterem elevados teores de azoto e de fósforo, que lhes conferem valor agronómico (Gonçalves, 2005). Numa escala limitada, a quantidade de lamas é afetada pela eficácia do tratamento, enquanto a sua qualidade está dependente da carga poluente do efluente tratado e, também, das características técnicas e do processo de tratamento de águas residuais (Fytilli e Zabaniotou, 2008).

De acordo com o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais 2020 (PENSAAR 2020) é recomendável alterar o paradigma tradicional da visão das lamas de ETAR como um resíduo para um recurso valorizável melhorando, assim, a eficiência económica e ambiental do ciclo urbano da água (Frade *et al.*, 2015).

Em Portugal, a aplicação de lamas de depuração na agricultura encontra-se regulamentada pelo Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de Outubro que, transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva do Conselho n.º 86/278/CEE, de 12 de Junho de 1986, definindo-as da seguinte forma:

- i. As lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais domésticas, urbanas e de outras estações de tratamento de águas residuais de composição similar às águas residuais domésticas e urbanas;
- ii. As lamas de fossas sépticas e de outras instalações similares para o tratamento de águas residuais;
- iii. As lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais de atividades agro-pecuárias.

Salienta-se, que, a aplicação de lamas pode estar associado a aspetos negativos, como a presença de certos microelementos, metais pesados e microrganismos patogénicos (Mailler *et al.*, 2014). No entanto, a legislação minimiza estes efeitos nocivos, estipulando valores-limite para diversos parâmetros e regras de aplicação.

As lamas de depuração, que satisfaçam todos os requisitos impostos na legislação, são valiosos fertilizantes que, se aplicados corretamente aos solos, não trarão praticamente riscos para a saúde pública e para o ambiente (Soveral-Dias, 2004).

De acordo com a Carta de Solos de Portugal, 66% dos solos de Portugal Continental são classificados de baixa qualidade, representando os valores mais desfavoráveis dos países do Sul da Europa o que, aliado a uma reduzida área com aptidão agrícola (Azevêdo, 2008) tornam a nossa agricultura muito dependente da fertilização. Assim, as lamas de depuração podem constituir uma opção de fertilização orgânica viável, complementando as convencionais aplicações de adubos químicos.

Atualmente, deparamo-nos com o problema de a maior parte dos sistemas de produção agrícola se encontrarem dependentes da aplicação de fertilizantes fosfatados, derivados de fosforite, sendo este um recurso finito que poderá esgotar-se em anos vindouros. São, por isso, necessárias fontes alternativas de fósforo para garantir que os agricultores têm acesso, a longo prazo, a fertilizantes fosfatados em quantidades suficientes, para alimentar a humanidade, sem comprometer o ambiente (Cordell e White, 2014).

Em 2000, a população mundial produziu 3 milhões de toneladas de fósforo a partir de urina e fezes (Cordell, 2010) o que permite afirmar que, se aliado a tratamentos eficientes e económicos, o fósforo poderá ser recuperado ou reutilizado, constituindo este processo uma alternativa à exploração de fosforites.

O presente trabalho, desenvolvido no Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária (INIAV, I.P), teve como objetivo avaliar as quantidades de nutrientes, designadamente de fósforo, disponibilizadas à cultura do milho (*Zea mays* L.) através da aplicação de quantidades crescentes de lama da ETAR de Beirolas, a um solo agrícola. Neste sentido, foi realizado um ensaio de fertilização, com treze tratamentos experimentais, delineado em blocos completos casualizados, com três repetições. Foram considerados os seguintes tratamentos experimentais: (i) um tratamento testemunha, sem aplicação de fósforo; (ii) quatro tratamentos com níveis crescentes de fósforo veiculado através da lama; (iii) quatro tratamentos com níveis crescentes de fósforo veiculado pelo fosfato de cálcio e (iv) quatro tratamentos com os mesmos níveis de fósforo mas veiculado pela lama e pelo fosfato de cálcio, em partes iguais. Pretendeu-se, assim, responder às seguintes questões:

- i. Os resultados obtidos são suscetíveis de demonstrar os benefícios da aplicação da lama na melhoria da qualidade de um solo agrícola e na produção de biomassa da planta teste da espécie selecionada?
- ii. A adição de lama a um solo agrícola pode constituir uma alternativa aos adubos minerais fosfatados?

O presente documento é constituído por um único volume. O texto principal é dividido em dez capítulos. No primeiro capítulo é feita uma breve introdução ao tema, os capítulos 2, 3, 4 e 5 referem-se à revisão bibliográfica de suporte à discussão do tema, o capítulo 6 reporta-se à metodologia utilizada no ensaio experimental, o capítulo 7 à discussão dos resultados obtidos, o 8 e 9 às conclusões e recomendações resultantes do estudo efetuado, respetivamente, e, por fim, o capítulo 10 à bibliografia.

Salienta-se que todo o trabalho efetuado segue uma abordagem meramente mineral, não tendo sido contemplados os compostos orgânicos, que poderão ou não existir na lama em estudo.



## 2 Lamas de depuração

### 2.1 Principais processos de tratamento de águas residuais e as lamas geradas

As lamas de depuração provêm do processo de tratamento de águas residuais nas ETAR (figura 2.1). Resultam dos processos físicos, químicos e biológicos envolvidos no tratamento, que tendem a acumular a matéria suspensa, bem como produtos de ação microbiana, metais pesados e compostos orgânicos presentes nas águas residuais.



**Figura 2.1** - Esquema geral de funcionamento de uma ETAR (Fonte: Soveral-Dias, 2004).

As lamas geradas numa ETAR dependem do tipo de tratamento utilizado e do seu método de operação, existindo na União Europeia (EU) uma grande variedade de tecnologias de tratamento, que estão relacionadas com a dimensão da ETAR e as práticas de deposição final (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

Joo *et al.* (2015) defendem que a otimização do pré-tratamento poderá minimizar a quantidade de lamas e eliminar substâncias perigosas o que, juntamente com abordagens para a redução na fonte e reutilização eficiente, contribuirá para o cumprimento dos desafios sociais e ambientais, oferecendo elevadas vantagens em relação à eliminação de lamas na fase final. A gestão das lamas de depuração está a tornar-se um problema de crescente importância (Ciešlik *et al.*, 2015).

Os principais processos/operações de tratamento da fase líquida que produzem lamas são a decantação primária e o tratamento biológico. Também podem existir lamas resultantes da precipitação química (de fósforo, por exemplo) e da decantação secundária, embora em menores quantidades. Nas lamas primárias é retirada a maioria da matéria suspensa, uma vez que resultam da primeira operação sendo, geralmente, cinzentas e com um odor agressivo. As lamas ativadas ou secundárias, provenientes do segundo processo, o tratamento biológico,

transformam os sólidos dissolvidos (CBO) em sólidos suspensos, apresentando um aspeto floculento. As diferenças na composição das lamas geradas em cada operação encontram-se na tabela 2.1.

**Tabela 2.1** - Composição química e física de lamas de ETAR (Metacalf e Eddy, 2004).

	Lama primária	Lama secundária
Sólidos Totais (% ST)	5-9	0,8-1,2
Sólidos Voláteis (% ST)	60-80	59-88
Azoto (% ST)	1,5-4	2,4-5
Fósforo (% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ST)	0,8-2,8	2,8-11

Nos processos/operações de tratamento da fase sólida também são produzidas lamas, especialmente na digestão. O espessamento, a desidratação e a secagem constituem as principais operações de tratamento das lamas provenientes da fase líquida, sendo primeiramente utilizados de modo a reduzir o teor de humidade das lamas. Seguidamente, para estabilizar a matéria orgânica presente, são utilizados os processos de digestão e compostagem.

A estabilização das lamas tem como objetivo reduzir as concentrações de agentes patogénicos e odores desagradáveis. Promove também a redução do volume, facilitando a desidratação das mesmas. Os principais métodos de estabilização incluem a digestão anaeróbia, a digestão aeróbia, a estabilização alcalina com adição de cal, a compostagem e secagem por calor (Citulski e Farahbakhsh, 2010). A digestão anaeróbia é um dos métodos mais utilizados para a estabilização na UE, uma vez que tem a capacidade de efetuar aproveitamento energético a partir das lamas, enquanto conserva todos os nutrientes requeridos pela planta e reduz a quantidade de lamas produzidas (Smith, 2011).

Diversos tipos de lamas processadas são geradas com uma composição química diferente, uma vez que as características vão variando ao longo de cada fase de tratamento, podendo também diferir nas propriedades de consistência ou mesmo parâmetros físicos, tais como toxicidade ou estabilidade de poluentes, permitindo escolher a opção mais viável para o seu destino final (Ciešlik *et al.*, 2015).

## 2.2 Produção de Lamas na Europa e em Portugal

Existem algumas lacunas nos registos de produção e encaminhamento a destino final, ou valorização, da quantidade de lamas geradas na UE. Segundo o portal de estatística EUROSTAT, os dados mais recentes referem-se ao ano de 2013, contudo encontram-se ainda bastante incompletos e possuem um desfasamento de, pelo menos, um ano (Comissão Europeia, 2015a). Dado o crescente aumento da produção de lamas e a controvérsia que o seu destino gera, seria desejável que os países dos Estados membros emitissem estes dados anualmente, permitindo um maior controlo.

Deste modo, para a discussão deste subcapítulo, bem como do seguinte, foram utilizados os dados referentes a 2012 (tabela 2.2), uma vez que se encontravam mais completos, proporcionando uma visão mais geral do panorama europeu na temática da produção de lamas.

**Tabela 2.2** - Quantidade de lamas produzidas e lamas encaminhadas a destino final, na EU em 2012 (adaptado de Comissão Europeia, 2015a).

<b>Países Europeus</b>	<b>Lamas produzidas (MS 10<sup>3</sup>t)</b>	<b>Lamas encaminhadas a destino final (MS 10<sup>3</sup>t)</b>
Bélgica	157	107
Bulgária	59	42
República Checa	263	263
Dinamarca	141	115
Alemanha	1849	1844
Estónia	22	22
Irlanda	72	72
Grécia	119	119
Espanha	2757	2577
França	987	932
Croácia	42	-
Chipre	7	7
Letónia	20	18
Lituânia	45	18
Luxemburgo	8	5
Hungria	162	158
Malta	10	10
Holanda	346	325
Áustria	266	266
Polónia	533	533
Portugal	339	113
Roménia	85	48
Eslovénia	26	26
Eslováquia	59	59
Finlândia	141	141
Suécia	207	196
Reino Unido	1137	1078
Noruega	-	122

Com base na tabela 2.2, verifica-se que os países da UE que produzem maior quantidade de lamas são a Espanha, a Alemanha e o Reino Unido, com uma produção de 2757, 1849 e 1137 10<sup>3</sup> t de matéria seca, respetivamente. Contrariamente, os países que registam menores produções são o Chipre, Luxemburgo e Malta, com produções de 7, 8 e 10 10<sup>3</sup> t de MS, respetivamente.

As discrepâncias registadas são atribuídas às variações nas percentagens de população servidas por redes de sistemas de tratamento de águas residuais, bem como a variações no tratamento de efluentes aplicados em cada país e à contribuição do setor industrial (Kelessidis e Stasinakis, 2012). De notar que os países onde se produzem menos lamas coincidem com os países considerados menos desenvolvidos na UE.

Relativamente a Portugal, os últimos dados reportados à Comissão Europeia datam de 2012 (Comissão Europeia, 2015a), sendo que os números que se encontram em relatórios nacionais são ambíguos e, por vezes, diferentes.

Com a extinção do Instituto Nacional da Água (INAG) que era responsável pelo Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (INSAAR), estas funções foram delegadas à Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

No seguimento de um evento organizado pela Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (APDA), através da Comissão Especializada de Águas Residuais (CEAR), em 2015, foi discutida a estratégia nacional para o setor das lamas em Portugal. Deste evento salientou-se a necessidade do conhecimento da quantidade de lamas produzidas, sendo anunciado que até ao final de 2015 seria criada uma nova entidade de coordenação e registo de lamas de ETAR. Neste evento, foram também referidas as discrepâncias entre os valores de lamas produzidas e lamas encaminhadas a destino final em Portugal (tabela 2.2), sendo que é desconhecido o destino de 226 000 t de lamas, em 2012.

No Relatório de Sustentabilidade do grupo Águas de Portugal (AdP) de 2014, podem encontrar-se valores referentes à produção de lamas em instalações em regime de exploração direta e em *outsourcing*, com 341 679 t referentes a 2014 (AdP, 2014). No Relatório de Estado do Ambiente de 2014 não são referidas as lamas (APA, 2014).

### **2.3 Possíveis destinos das lamas**

Com a proibição da deposição de lamas nos meios hídricos depois de 1998, pela Diretiva da UE 91/271/CEE, foi incentivada a sua reutilização e as alternativas aos locais de deposição foram analisadas (Comissão Europeia, 2004). Surge a importância de uma gestão adequada das lamas, reciclagem e eliminação (Wu *et al.*, 2015), em detrimento da deposição em aterros (Ciešlik *et al.*, 2015), sendo que a eliminação de lamas deve atender a regulamentações específicas. Assim, as lamas exigem uma gestão adequada e um destino ambientalmente aceite antes da sua eliminação final.

A qualidade das lamas, a presença de compostos orgânicos, o volume, a localização da estação de tratamento e o custo são fatores envolvidos na seleção de métodos de eliminação/reutilização, sendo o custo global e os fatores ambientais os que revelam maior importância (Gray, 2004). As opções de valorização e de eliminação adotadas na Europa são a valorização na agricultura e a compostagem, a eliminação por deposição em aterro ou incineração, entre outros destinos (Comissão Europeia, 2015a).

Na tabela 2.3 encontram-se os dados disponíveis para as soluções de tratamento ou destino final das lamas, referentes ao ano de 2012, segundo o portal de estatística europeu, EUROSAT (Comissão Europeia, 2015a). Como foi referido anteriormente, salienta-se a existência de dados referentes a 2013, embora muito incompletos, tendo-se optado por apresentar os resultados referentes a 2012.

**Tabela 2.3** – Quantidade de lamas encaminhadas e distribuição segundo o destino final (Comissão Europeia, 2015a).

Países Europeus	Lamas encaminhadas (MS 10 <sup>3</sup> t)	Destino das Lamas (%)				
		Agricultura	Compostagem	Incineração	Aterro	Outros
Bélgica	107	17,3	-	82,7	-	0,0
Bulgária	42	50,9	13,2	0,0	15,9	20,0
República Checa	263	27,5	58,4	2,9	5,1	6,1
Dinamarca	115	64,4	-	29,5	1,2	4,9
Alemanha	1844	29,4	15,9	54,7	0,0	0,0
Estónia	22	2,2	68,1	-	29,8	0,0
Irlanda	72	94,3	5,7	0,0	0,0	0,0
Grécia	119	12,0	0,0	33,2	34,0	20,9
Espanha	2577	74,6	-	3,9	14,9	6,6
França	932	73,4	-	22,2	4,3	0,1
Chipre	7	42,3	0,0	0,0	0,0	57,7
Letónia	18	41,4	11,7	0,0	0,9	45,9
Lituânia	18	34,4	65,6	0,0	0,0	0,0
Luxemburgo	5	75,8	-	14,4	0,0	9,8
Hungria	158	9,6	57,2	15,3	16,7	1,2
Malta	10	0,0	0,0	0,0	100	0,0
Holanda	325	0,0	0,0	98,9	0,0	1,1
Áustria	266	15,0	27,9	52,0	5,1	0,0
Polónia	533	21,6	6,2	10,6	8,8	52,8
Portugal	113	89,8	-	0,1	10,1	0,0
Roménia	48	4,6	2,7	0,9	88,9	2,9
Eslovénia	26	0,0	7,4	50,5	4,4	37,7
Eslováquia	59	2,1	62,7	5,5	13,3	16,4
Finlândia	141	5,1	65,7	22,4	6,8	0,0
Suécia	196	24,7	34,0	0,8	3,6	36,9
Reino Unido	1078	78,3	-	21,2	0,4	0,0
Noruega	122	57,5	26,5	-	15,2	0,9

De acordo com a tabela 2.3, a valorização agrícola é o destino preferido por dois dos maiores produtores de lamas, sendo cerca de 78% no Reino Unido e 75% em Espanha. Outros países, como a Bulgária, a Dinamarca, a Irlanda, a França, Portugal e a Noruega elegem esta opção como destino final das lamas, contrastando com países como a Holanda (99%), a Bélgica (80%)

e a Alemanha (50%) que optam pela incineração de lamas. Salienta-se, ainda, a elevada quantidade de lamas depositadas em aterro na Roménia (89%) e em Malta (100%).

A valorização agrícola direta e a compostagem apresentam-se como opções predominantes para a gestão das lamas na UE-15, seguindo-se a incineração. Por outro lado, o método de eliminação mais comum na UE-12 países é, ainda, a deposição em aterro (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

É evidente a diferença que existe entre os países mais antigos e mais recentes da UE, sendo que na UE-15 predomina a reciclagem na agricultura, contrastando com a elevada quantidade de lamas, nos países mais recentes, em que nenhum modo específico de deposição é declarado (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

### **Valorização agrícola**

Segundo os valores do Relatório de Sustentabilidade de 2014, do grupo AdP, 97% das lamas referentes a 2014 foram encaminhadas para valorização agrícola pelas entidades gestoras (AdP, 2014). Contudo, existem duas opções de valorização agrícola, a deposição direta e a compostagem, que se caracterizam sumariamente, de seguida.

A valorização agrícola direta é o destino preferencial dado às lamas de depuração em Portugal (Frade *et al.*, 2015) devido ao seu teor em nutrientes e matéria orgânica, fornecendo uma alternativa de baixo custo (Huang *et al.*, 2012) e sendo considerada a mais económica da UE (Milieu Ltd *et al.*, 2010).

Esta opção de deposição de lamas gera bastante controvérsia, uma vez que existem autores que defendem a viabilidade da sua aplicação, enquanto outros são contra esta deposição. Joo *et al.* (2015) defendem mesmo que a aplicação de lamas ao solo não é considerada como uma opção sustentável para a sua eliminação.

Dado que o presente trabalho estuda a viabilidade da aplicação direta de lamas na agricultura, tirando partido do seu valor fertilizante, este tema será discutido com maior pormenor no próximo capítulo.

As lamas de depuração também podem ser transformadas através de compostagem num produto em que os contaminantes são reduzidos, sendo aplicado ao solo para melhorar a retenção de água, fornecendo nutrientes essenciais para o crescimento da vegetação e para a melhoria do estado de fertilidade dos solos (Joo *et al.*, 2015). A técnica de compostagem constitui um tratamento avançado de estabilização, de modo a obter uma higienização das lamas para uso agrícola (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

### **Tratamento térmico**

Existem muitas tecnologias de tratamento térmico de lamas de depuração, sendo esta a forma mais popular para o tratamento e gestão destas lamas em alguns países.

A incineração permite reduzir significativamente o volume de lamas produzido, constituindo uma alternativa importante para regiões densamente povoadas (Joo *et al.*, 2015), como o Japão, onde existe uma grande quantidade de lamas produzidas para uma reduzida área

agrícola (Ciešlik *et al.*, 2015). Do processo de incineração resultam as cinzas que devem ser recicladas ou utilizadas de outra forma (Ciešlik *et al.*, 2015). Contudo, este processo pode gerar emissões de substâncias tóxicas (i.e metais pesados, dibenzo-p-dioxinas e dibenzofuranos) para a atmosfera, aumentando os riscos de saúde para as populações que vivem nas proximidades das instalações, por inalação, podendo também ser depositados no solo e sobre as culturas, entrando na cadeia alimentar (Rovira *et al.*, 2011).

Na Suécia, está em discussão um novo regulamento que inclui o tratamento térmico de todas as lamas para fins agrícolas e químicos, de modo a evitar o risco de contaminação associado aos microrganismos patogénicos (Malmberg e Magnér, 2015).

## **Aterro**

Com base na política europeia da hierarquia de resíduos, a deposição em aterro constitui a última opção para as lamas de depuração, devendo ser privilegiados métodos de reutilização e reciclagem, uma vez que tal deposição deve ser reduzida para 35% do seu conteúdo biodegradável em 2020 (Rovira *et al.*, 2011; Valderrama *et al.*, 2013; Ciešlik *et al.*, 2015).

Entre 1992 e 2005, a deposição de lamas em aterro, na UE, apresentou uma redução significativa de 33% para 15%, uma vez que alguns Estados-Membros estabeleceram critérios mais rigorosos para a utilização desta opção, tendo sido praticamente proibida em países como a Alemanha, a Áustria e Países Baixos (Kelessidis e Stasinakis, 2012). Refira-se, no entanto, que tal opção tem elevados custos associados (Barbosa, 2008).

Esta diminuição também resulta de uma redução da área disponível para aterro, bem como dos seus efeitos indesejáveis, nomeadamente produção de gases e lixiviados (Valderrama *et al.*, 2013; Fytili e Zabaniotou, 2008), devendo ser feita uma utilização racional desta opção.

## **2.4 Valorização agrícola de Lamas**

### **2.4.1 Valor fertilizante das lamas**

Devido à sua constituição, a utilização de lamas na agricultura poderá ser uma forma de reduzir a aplicação de adubos químicos para atender às exigências nutritivas das culturas. Com base num desenvolvimento sustentável, é possível fechar um ciclo que se iniciou com a retirada dos nutrientes para a produção de bens alimentares.

A aplicação das lamas na agricultura constitui uma alternativa de baixo custo em relação à sua deposição em aterro, sendo obrigatório, no entanto, que sejam estabilizadas antes da sua aplicação, a fim de evitar potenciais problemas ambientais (Huang *et al.*, 2012), nomeadamente a contaminação do solo agrícola.

O interesse da utilização de lamas de depuração na agricultura deve-se às suas propriedades fertilizantes e corretivas do solo (Singh e Agrawal, 2008; Huang *et al.*, 2012), podendo também ser úteis para melhorar as características físicas do solo e prevenir a sua degradação, nomeadamente se sujeito a fenómenos de erosão (Clarke e Smith, 2011). No entanto, para

que a aplicação de lamas ao solo resulte em seu benefício, torna-se necessário conhecer a composição química da lama antes da sua aplicação, dado que as suas características variam consoante os processos de tratamento das águas residuais e do tratamento das lamas (Singh e Agrawal, 2008).

As lamas são produtos especialmente ricos em matéria orgânica, pelo que inúmeros autores referem a aplicação de lamas de depuração como uma mais valia para o solo (Soveral-Dias, 2004; Sullivan *et al.*, 2015; Evans, 2011; Milieu *et al.*, 2008; Santos, 2015). Com efeito, a aplicação continuada de lamas ao solo agrícola contribuirá progressivamente para o aumento do seu teor em matéria orgânica, resultando numa série de efeitos benéficos que terão como resultado final uma melhoria da fertilidade e produtividade do solo (Soveral-Dias, 2004).

A matéria orgânica influencia as propriedades químicas, físicas e microbiológicas de um solo, sendo determinante para a qualidade e resiliência deste meio (Varenes, 2003). Com o aumento do teor de matéria orgânica ocorre uma melhoria da estrutura do solo e, conseqüentemente, um aumento da sua estabilidade, bem como um aumento da sua capacidade de troca catiónica, com a conseqüente redução da perda de nutrientes e melhoria do poder tampão, criando-se progressivamente melhores condições para a vida microbiana e para a absorção de nutrientes pelas culturas.

No entanto, a aplicação direta de lamas ao solo deve ser complementada com a utilização de boas práticas agrícolas que diminuam a sua taxa de mineralização, como por exemplo a mobilização mínima do solo ou a manutenção do solo revestido (MADRP, 2000; Sullivan *et al.*, 2015).

Adicionalmente, quando a estabilização das lamas é realizada através da adição de cal, a sua aplicação ao solo agrícola poderá ter uma importante ação na reação do solo, podendo atuar como corretivo alcalinizante, tornando-se vantajosa em solos ácidos, uma vez que eleva o pH do solo para valores mais favoráveis às culturas (Soveral-Dias, 2004).

As lamas de depuração são ricas em matéria orgânica, contendo quantidades mais ou menos elevadas de macronutrientes, como azoto (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), mas também micronutrientes como o ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), boro (B), cloro (Cl), molibdénio (Mo) e níquel (Ni). Todos estes nutrientes são essenciais ao crescimento e desenvolvimento das culturas, o que, aliado ao elevado teor de matéria orgânica, mostra o grande interesse da aplicação deste subproduto do tratamento das águas residuais na agricultura (Soveral-Dias, 2004).

Os nutrientes não são veiculados pela lama em iguais proporções, sendo que o fósforo e o azoto são os macronutrientes que se podem encontrar em maiores quantidades (Evans, 2011; Joo *et al.*, 2015). Quando são aplicadas lamas para suprimir as necessidades da cultura em azoto, é necessário atender ao excesso ou défice de outros nutrientes que poderá advir desta ação (Sullivan *et al.*, 2015). Devem também considerar-se as características do solo no que toca a metais pesados, e sobretudo ao seu estado de fertilidade, em especial a sua disponibilidade em azoto e fósforo, bem como ter em consideração as necessidades nutricionais da cultura a considerar (Soveral-Dias, 2004). É crucial uma aplicação racional para que as concentrações de nutrientes no solo não ultrapassem a capacidade de depuração do

meio. O excesso de fósforo no solo e o aumento das suas perdas no solo devido a aplicações excessivas de lamas de depuração eleva o risco de eutrofização das águas (Huang *et al.*, 2012).

Embora seja um processo com inúmeras vantagens, é necessário considerar alguns aspectos aquando a sua utilização na agricultura pois, além das valiosas substâncias que as lamas veiculam, estas podem também conter substâncias prejudiciais, como metais pesados, compostos orgânicos e inorgânicos, bem como microorganismos nocivos que são separados da fase líquida durante os tratamentos (Verlicchi e Zambello, 2015). Esta temática cria bastante controvérsia no seio da comunidade científica (Smith, 2009), uma vez que alguns efeitos nefastos para a saúde humana e para o ambiente poderão estar associados.

Com a aplicação continuada de lamas de depuração ao solo são também depositados metais pesados que tendem a acumular-se à superfície do solo, podendo ser absorvidos pelas culturas a níveis tóxicos, tornando-se potencialmente prejudiciais devido à sua entrada na cadeia trófica (Rizzardini e Goi, 2014). Contudo, as concentrações de metais pesados nas lamas têm diminuído gradualmente, em resultado da aplicação de regulamentos para substâncias perigosas, promovendo alterações das práticas industriais e a restrição de descargas poluentes de fábricas (Evans, 2011). De acordo com Merlino *et al.* (2010), como as lamas de depuração são ricas em matéria orgânica têm a capacidade de complexar metais, ou seja quanto maior a quantidade de matéria orgânica maior a retenção dos metais nas camadas superficiais do solo. Atualmente, o teor em metais pesados das lamas não deverá constituir um impedimento para a deposição agrícola, uma vez que se espera que estes teores sejam insignificantes, considerando-se atualmente mais problemáticos os poluentes orgânicos (Valderrama *et al.*, 2013).

A contaminação de lamas de ETAR, que resulta da junção de poluentes durante tratamentos primários e biológicos, gerando micropoluentes, tem sido relatada desde há vários anos (Clarke e Smith, 2011; Mailler *et al.*, 2014). Atualmente, a grande preocupação relativa às aplicações agrícolas de lamas é o facto de poderem introduzir no solo os chamados contaminantes emergentes, como produtos farmacêuticos e produtos para cuidados pessoais (PPCPs), que podem entrar nos solos agrícolas, contaminando as culturas, e consequentemente, elevar o risco da segurança alimentar (Wu *et al.*, 2015).

Os PPCPs são constituídos por diversas substâncias químicas provenientes de produtos utilizados pelas pessoas para a saúde pessoal ou com fins cosméticos. Com a crescente utilização de medicamentos e produtos de higiene pessoal, juntamente com a remoção incompleta de PPCPs pelos sistemas de tratamento de águas residuais, aumentou a ocorrência destes produtos químicos nas lamas de depuração (Wu *et al.*, 2015).

Existem poucos dados disponíveis sobre a fitotoxicidade e os efeitos dos PPCPs em diferentes organismos (Carvalho, 2014) sendo referido, em estudos já realizados, a ocorrência de concentrações de antibióticos em estruturas da comunidade microbiana, bem como a propagação de bactérias resistentes a antibióticos (Verlicchi e Zambello, 2015). Como estes compostos orgânicos são frequentemente encontrados em lamas de depuração, mas não são monitorizados regularmente, não têm sido considerados na decisão de eliminar a opção da aplicação ao solo (Prosser *et al.*, 2014).

Shargil *et al.* (2015) alertam para os potenciais perigos gerados pelo aumento dos níveis de hormonas esteróides nos solos, uma vez que são compostos de desregulação endócrina (EDC). No entanto, estes autores não encontraram dados disponíveis na literatura que sustentassem que a aplicação de lamas ao solo possa vir a resultar em quantidades de hormonas nas plantas que possam causar perturbações das funções reprodutivas e metabólicas. Referem, ainda, a falta de informação sobre a absorção de esteróides pelas plantas.

Outro problema emergente poderá ser a presença de príões nas lamas de depuração, podendo surgir nas ETAR recetoras de resíduos contaminados com encefalopatias espongiformes transmissíveis (EET), ficando retido nas lamas de depuração. O tratamento convencional de águas residuais que envolve a digestão anaeróbia mesófila de lamas não reduz a quantidade de príões que causam TSE (PrPTSE) devido às propriedades altamente resistentes destes contaminantes, como a resistência ao calor, irradiação UV, e muitos produtos químicos usados em rotina para inativar o vírus e bactérias (Hinckley *et al.*, 2008).

A deposição das lamas de depuração nos solos agrícolas pode resultar numa acumulação de compostos persistentes no solo, representado uma ameaça para o ecossistema e, em particular, para os organismos nele presentes. Contudo, segundo um trabalho de Clarke e Smith (2011), a maioria dos anticoncepcionais orais estudados não colocam em risco o Homem. Assim, a qualidade química das lamas está atualmente num nível mais elevado que nunca, suportando uma utilização sustentável, baseada na reciclagem agrícola da lama (Smith, 2009).

Atualmente, a comunidade científica debate-se com o objetivo de avaliar os potenciais riscos ambientais deste tipo de prática, devido à presença de substâncias tóxicas e persistentes nas lamas, tais como a contaminação dos aquíferos, a acumulação de poluentes no solo e a sua transferência para a cadeia alimentar (Verlicchi e Zambello, 2015).

A Directiva das lamas, *n.º 86/278/CEE*, favorece o uso agrícola das lamas de depuração submetidas a um "tratamento químico ou térmico, armazenagem biológica a longo prazo ou qualquer outro método adequado", em que os "riscos de fermentação e de saúde decorrentes de seu uso" são significativamente reduzidos. No entanto, está a decorrer uma revisão da directiva, abordando questões referentes aos seguintes aspetos (Verlicchi e Zambello, 2015):

- intenção de reduzir o teor de produtos químicos nas lamas. Promovida pelo REACH (regulamento relativo ao registo, avaliação, autorização e restrição de substâncias químicas);
- possibilidade de aumentar o tratamento de resíduos biológicos para produzir adubos, caracterizados por um menor teor de substâncias perigosas em relação às lamas de depuração;
- incentivo à utilização de lamas para produção de biogás e outras formas de recuperação de energia.

#### 2.4.2 Vantagens da aplicação de lamas aos nossos solos agrícolas

O território nacional caracteriza-se por possuir solos maioritariamente ácidos e pobres em nutrientes disponíveis para as culturas. Estas características constituem um importante obstáculo para o desenvolvimento da maior parte das culturas agrícolas, representando, assim, uma limitação ao crescimento da produção agrícola pelos elevados custos que os fertilizantes acarretam.

A valorização agrícola de lamas de depuração tem um largo campo de utilização na agricultura portuguesa, como correctivo orgânico, uma vez que 90% dos solos agrícolas nacionais têm teores baixos, muito baixos ou médios de matéria orgânica o que é ainda agravado por práticas agrícolas por vezes incorretas, nomeadamente mobilizações excessivas e ausência de restituição de resíduos orgânicos ao solo (Silva *et al.*, 2005). Também o seu valor fertilizante como veiculador de nutrientes, em especial azoto e fósforo, são importantes, dada a pobreza de grande parte dos solos em macro e micronutrientes (Soveral-Dias, 2004). Assume-se como uma excelente opção, uma vez que as lamas de depuração poderão ser valiosos fertilizantes com boas perspetivas de utilização em Portugal.

Salienta-se, nos solos de Portugal, os baixos níveis de fósforo assimilável, havendo necessidade de aplicar fertilizantes com fósforo em mais de metade dos solos agrícolas (Soveral-Dias, 2004).

O principal destino das lamas de depuração, em Portugal, é a deposição no solo. Segundo o Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020 (APA, 2011) deve potenciar-se esta aplicação para a correcção de solos, criando incentivos económicos e a disseminação de informação sobre as vantagens da utilização de lamas neste sector. Contudo, apesar da crescente produção de lamas e os seus potenciais benefícios para os solos agrícolas, os produtores agrícolas têm baixa receptividade e a sua utilização nos solos é reduzida. Deste modo, a produção e tratamento das lamas terão de ser mais controlados, de modo a garantir qualidade e a segurança para os produtores agrícolas (Le Blanc *et al.*, 2008).

Entre 1988 a 2000 foram realizados inúmeros ensaios pelo departamento de ciência do solo, da EAN-INIA, que comprovaram os benefícios da utilização de lamas de depuração na melhoria da fertilidade dos solos portugueses promovendo o aumento da produção das culturas estudadas. Estes ensaios foram efetuados em diversas regiões do País e em solos de diferentes tipos, tendo-se demonstrado que a utilização das lamas provenientes de diversas ETAR originou a elevação dos respetivos níveis de matéria orgânica, de azoto e fósforo, sem riscos apreciáveis de poluição ambiental (solo e águas subterrâneas), ao mesmo tempo que se observou, na maioria das situações, acréscimos significativos de produção das culturas (Domingues *et al.*, 2003).

Pode-se pois concluir que a aplicação de lamas em solos agrícolas pode representar um importante factor de melhoria das suas características físicas e químicas.

De facto, a utilização de lamas de depuração na agricultura apresenta vantagens, dado o seu valor fertilizante como fornecedor de matéria orgânica e nutrientes, constituindo uma opção para corrigir os défices dos solos nacionais, tornando-os mais férteis e produtivos, elevando

assim os seus padrões de qualidade. Contudo, não esquecendo os efeitos nefastos que poderão estar associados às lamas de depuração, é necessário cumprir os procedimentos previstos na legislação aplicável para que o seu uso seja efetuado de modo seguro sem acarretar consequências nefastas para a saúde humana e animal, bem como para o ambiente.

### **2.4.3 Enquadramento legal da valorização agrícola de lamas em Portugal**

A utilização de lamas, na agricultura, enquanto subproduto do tratamento das águas residuais encontra-se regulamentada, a nível Europeu, pela *Diretiva n.º 86/278/CEE* do Conselho, de 12 de Junho (Diretiva Lamas), que visa a valorização agrícola de lamas de depuração, de modo a evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação, para os animais e o ambiente em geral, promovendo a sua correta utilização.

A nível nacional, o *Decreto-Lei n.º 276/2009*, de 2 de Outubro, que revoga o *Decreto-Lei n.º 118/2006*, de 21 de Junho, transpõe para a ordem jurídica interna a *Diretiva n.º 86/278/CEE*, simplificando e agilizando o processo de licenciamento da actividade. Este decreto-lei aplica-se à utilização, em solos agrícolas, de lamas de depuração provenientes de estações de tratamento de águas residuais domésticas e urbanas, de atividades agropecuárias, de fossas sépticas ou outras de composição similar, estabelecendo o regime de utilização de lamas de depuração em solos agrícolas.

Este documento define um conjunto de restrições à utilização das lamas no solo, regula procedimentos específicos da sua aplicação, assim como deveres de registo e informação por parte dos operadores de gestão de lamas. É criado o plano de gestão de lamas (PGL) que revela a aptidão dos solos para valorização agrícola de lama e prevê os destinos alternativos quando as exigências para a valorização não são cumpridas. O PGL deve ser efetuado por um técnico responsável, com formação superior ou equivalente na área agrícola, florestal ou de ambiente, acreditado, que assegura o cumprimento da legislação, nomeadamente o controlo da qualidade das lamas e dos solos, os procedimentos de aplicação das lamas, os deveres de registo e informação, a formação do pessoal afeto à atividade de utilização das lamas em solos agrícolas, assegurando, também, o cumprimento das demais orientações técnicas impostas pelas entidades competentes.

São também impostas restrições geográficas à aplicação das lamas nos solos, ao tipo de cultura, à época do ano e à fase de desenvolvimento da cultura. O presente decreto-lei revela-se mais exigente que a norma comunitária em matéria da limitação de aplicação da concentração de metais pesados, sendo estipulados valores limite de concentração nas lamas (tabela 2.4) e nos solos recetores (tabela 2.5), bem como no que respeita à concentração micropoluentes orgânicos (tabela 2.6) e organismos patogénicos. Diversos estados membros têm adotado uma legislação mais rigorosa, quando comparada com a Directiva Europeia estabelecendo valores limite mais baixos para os metais pesados, bem como para os agentes patogénicos e micropoluentes orgânicos (Kelessidis e Stasinakis, 2012).

**Tabela 2.4** - Valores limite de concentração de metais pesados nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola (Decreto-Lei n.º 276/2009).

Parâmetro	Valores limite
	(mg kg <sup>-1</sup> de matéria seca)
Cádmio	20
Cobre	1000
Níquel	300
Chumbo	750
Zinco	2500
Mercúrio	16
Crómio	1000

**Tabela 2.5** - Valores limite de concentração de metais pesados nos solos em função do seu pH e quantidades anuais que podem ser introduzidas nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos (kg/ha/ano) (adaptado de Decreto-Lei n.º 276/2009).

Parâmetro	pH ≤ 5,5	5,5 < pH ≤ 7	pH > 7 (*)	Valores limite em 10 anos
	mg kg <sup>-1</sup> de matéria seca			(kg/ha/ano)
Cádmio	1	3	4	0,15
Cobre	50	100	200	12
Níquel	30	75	110	3
Chumbo	50	300	450	15
Zinco	150	300	450	30
Mercúrio	1	1,5	2	0,1
Crómio	50	200	300	4,5

(\*) Aplicável a solos onde se efetuam culturas com fins comerciais e destinadas unicamente ao consumo animal.

**Tabela 2.6** - Valores limite de concentração de compostos orgânicos nas lamas destinadas à agricultura (Decreto-Lei n.º 276/2009).

Compostos orgânicos	Valores limite (matéria seca)
LAS (alquilo benzenossulfonatos lineares)	5 000 mg kg <sup>-1</sup>
NPE (nonilfenóis e monilfenóis etoxilados)	450 mg kg <sup>-1</sup>
PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos)	6 mg kg <sup>-1</sup>
PCB (compostos bifenilos policlorados)	0,8 mg kg <sup>-1</sup>
PCDD (policlorodibenzodioxinas)	100 ng TEQ/kg
PCDF (furanos)	

Salienta-se a existência de novos poluentes emergentes nas lamas de depuração, tais como os priões e os PPCPs mas, dado o desconhecimento ainda existente dos seus efeitos para a saúde humana e para o ambiente, quando veiculados para o solo por esta via, ainda não se encontram definidos na legislação valores limite para os produtos farmacêuticos (PHCs) e outros nomeadamente produtos de higiene pessoal (PPCPs) (Verlicchi e Zambello, 2015).

Segundo as apresentações da Comissão Especializada de Águas Residuais (CEAR), o presente decreto-lei cria alguma controvérsia entre as entidades gestoras, uma vez que a maioria das ETAR não possui as infraestruturas necessárias para aplicar os requisitos referidos; a aprovação do PGL aumenta a demora do processo, e é também difícil a implementação do 13º artigo para baixas produções de lamas, pois o transporte de reduzidas quantidades é caro, tornando-se economicamente inviável (Béraud *et al.*, 2011 cit por Rei, 2013).

### 3 A importância da fertilização fosfatada

#### 3.1 O fósforo no solo

O Ciclo biogeoquímico natural do fósforo é muito lento, podendo durar mais de 1 milhão de anos (Liu e Chen, 2014). Contudo, com o crescimento das cidades e a intensificação da agricultura, as atividades humanas têm acelerado significativamente o ciclo natural deste elemento, deparando-se atualmente a sociedade com problemas ecológicos, como a redução das reservas naturais de fósforo e a eutrofização das águas, causada pela acumulação do elemento que provoca um aumento excessivo de algas que, por sua vez, levam a uma diminuição do oxigênio dissolvido na água (Liu e Chen, 2014; Brady e Weil, 2002).

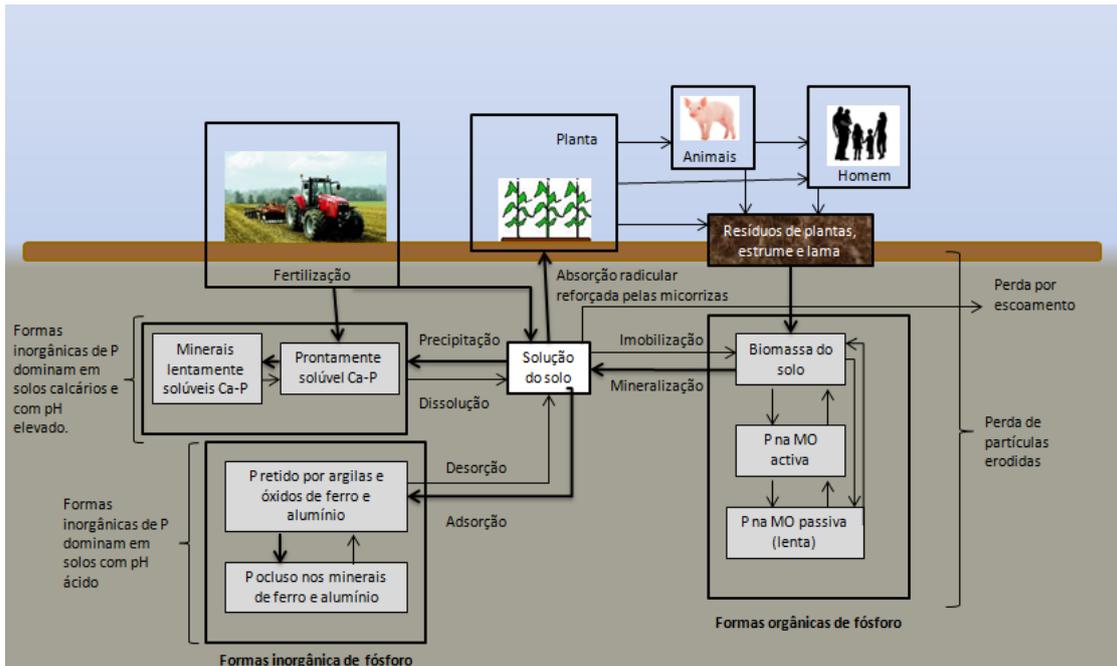
Brady e Weil (2002) consideram três grandes problemas da fertilidade do solo no que ao fósforo diz respeito: *i)* em primeiro lugar, a concentração de fósforo total no solo é geralmente baixa; *ii)* em segundo lugar, a maior parte do fósforo presente nos solos encontra-se em formas indisponíveis para as plantas; *iii)* em terceiro lugar, as fontes de fósforo solúvel, adicionadas ao solo através de adubos e/ou de corretivos orgânicos, são comumente fixadas na fração sólida do solo, dando origem a formas insolúveis do elemento indisponíveis para as plantas.

Com efeito, segundo diversos autores, comparada com outros macronutrientes, a concentração deste elemento no solo é muito baixa. Por exemplo, Sharpley (2000) refere que se situa entre 100 a 3 000 P mg kg<sup>-1</sup>, segundo Brady e Weil (2002) situa-se entre 200 e 2 000 kg P nos primeiros 15 cm de solo de um hectare e Horta e Torrent (2010) apresentam valores de 200 a 5000 P mg kg<sup>-1</sup>.

No solo o fósforo encontra-se nas formas mineral e orgânica, ambas importantes como fonte deste nutriente para a planta. A relação entre a concentração das duas formas varia grandemente de solo para solo (Brady e Weil, 2002). Em solos minerais, a fração orgânica constitui entre 20 a 80% do fósforo total nos horizontes superficiais (Mengel e Kirkby, 2001).

Segundo Sharpley (2000), a baixa solubilidade de P nos solos (<0,01 mg L<sup>-1</sup> de P) faz com que este seja um elemento crítico, limitante do desenvolvimento das plantas. Mengel e Kirkby (2001) referem que a quantidade de P presente na solução do solo, mesmo em solos com um nível bastante elevado de fosfato, é apenas na ordem dos 0,3 a 4 kg ha<sup>-1</sup> de P. A disponibilidade do fósforo para a planta é afetada pela transformação deste elemento entre a forma orgânica e mineral, e os fenômenos de adsorção e precipitação do fósforo mineral (Varenes, 2003).

O esquema geral do comportamento do fósforo no solo é apresentado de forma abreviada na figura 3.1. A distribuição, a dinâmica e a disponibilidade de fósforo no solo são controlados pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos (Liu e Chen, 2014; Liu *et al.*, 2008). São processos complexos e interrelacionados que determinam a quantidade e disponibilidade das várias formas orgânicas e inorgânicas de fósforo no solo (Sharpley, 2000).



**Figura 3.1** - Ciclo do fósforo no solo. As caixas representam os compartimentos de fósforo no solo, enquanto as setas representam os fluxos entre os compartimentos. As três caixas maiores indicam os principais grupos de compostos contendo fósforo no solo (adaptado de Brady e Weil, 2002).

A concentração de P na camada superficial do solo é normalmente maior do que nos horizontes subsuperficiais, devido à retenção do P adicionado, à maior atividade biológica e à acumulação de material orgânico nessa camada. No entanto, o teor de P varia grandemente com os materiais parentais do solo, com a extensão do processo pedogenético (vai-se acumulando P orgânico ao longo do desenvolvimento do solo), com a textura e com as práticas culturais, como sejam as quantidades e tipos de fertilizantes aplicados e o tipo de cultivo do solo (Sharpley, 2000; Horta e Torrent, 2010).

As **formas orgânicas** provêm dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos da sua decomposição, constituídas por fosfatos de inositol (que pode corresponder a 50% do P orgânico total do solo), açúcares fosfatados, ácidos nucleicos e fosfolípidos (Brady e Weil, 2002; Horta e Torrent, 2010). As formas orgânicas dissolvidas são mais móveis que as formas solúveis inorgânicas, provavelmente por serem adsorvidas no solo menos rapidamente tendo, assim, um contributo muito significativo na eutrofização das águas (Brady e Weil, 2002).

No solo, o P orgânico pode ser imobilizado e ou mineralizado, dependendo da composição do material a ser decomposto (por exemplo, quando o material tem uma razão C/P superior a 300:1 tende a ocorrer imobilização; se a razão for menor que 200:1, é mais provável ocorrer mineralização), tipo de mobilização do solo, características do solo, temperatura, pH, aplicação de fertilizantes, entre outros (Brady e Weil, 2002).

O P orgânico é transformado em inorgânico pela ação de microrganismos e das raízes de plantas, através da síntese e libertação de enzimas, denominadas fosfatases, capazes de hidrolisar o fósforo presente no solo sob a forma orgânica (Brady e Weil, 2002; Varennes, 2003).

Estas formas encontram-se disponíveis para a planta após mineralização. É um processo realizado por microrganismos que, de acordo com condições no solo mais favoráveis à sua ação (como solos neutros e que apresentem um equilíbrio conveniente entre as fases líquida e gasosa), poderá decorrer com maior rapidez

As **formas minerais** são originárias do fósforo nativo do solo, que resulta da meteorização da rocha-mãe, libertando íões fosfato que são gradualmente imobilizados, adsorvidos ou precipitados (Varenes, 2003). No solo podem encontrar-se três grandes grupos de fósforo mineral: fosfatos de cálcio, apatite, ou compostos de ferro e alumínio, variscite e strengite (Brady e Weil, 2002). Encontram-se em formas muito estáveis retidos no solo sob a forma de diversas combinações químicas ou associações que, após uma lenta meteorização, vão libertando íões fosfato. Esta tendência do solo para reter o fósforo, tornando-o indisponível para as plantas, gera consequências ao nível da gestão deste elemento, uma vez que os fertilizantes aplicados aos terrenos agrícolas para suprimir as necessidades das culturas são também, em parte, retidos pelo solo, ficando apenas na solução do solo uma parte do que foi aplicado. Brady e Weil (2002) referem que devido aos fenómenos de fixação do fósforo, apenas 10 a 15% da quantidade aplicada através dos fertilizantes será removido pelas plantas, no ano de aplicação.

Assim, o íão fosfato que se forma no solo ou é adicionado através da aplicação de fertilizantes pode ter como principais destinos (Varenes, 2003):

- absorção pelas plantas;
- imobilização pelos organismos do solo;
- adsorção na matriz do solo;
- precipitação;
- perda por escoamento superficial e erosão.

Além das características físicas e químicas dos vários fertilizantes fosfatados utilizados, as condições do solo, o clima e as culturas podem ter um impacto decisivo na sua solubilidade e, consequentemente, na eficácia dos fertilizantes (Mengel e Kirkby, 2001).

O pH é a principal característica do solo que controla a disponibilidade das formas de fósforo inorgânico, correspondendo ao intervalo de 6 a 7 a maior quantidade de fósforo disponível para a planta (Sharpley, 2000). Em solos muito ácidos, ocorre precipitação química do fósforo formando sais pouco solúveis devido à presença de elevados teores de íões alumínio, ferro e manganês em solução (Brady e Weil, 2002).

Em solos alcalinos, predomina a precipitação de fósforo com os compostos de cálcio em solução, formando uma sequência de compostos com decrescente solubilidade, desde o dihidrogenofosfato de cálcio, muito solúvel, ao fosfato de cálcio, muito insolúvel, dependendo da quantidade de cálcio existente no solo (Brady e Weil, 2002). Simultaneamente, em solos calcários, poderá ocorrer a adsorção do fósforo à superfície das partículas carbonatadas, por troca de ligando ou por reações com impurezas constituídas por ferro e alumínio (Varenes, 2003). Em regiões de baixa precipitação com solos calcários é necessário atender à aplicação de fertilizantes fosfatados, dada formação de fosfato de cálcio extremamente insolúvel (Brady e Weil, 2002).

O teor de matéria orgânica do solo é outro importante factor que interfere nos processos de fixação do fósforo. Diversos mecanismos são responsáveis pela redução da retenção de fósforo na fração sólida do solo associados ao fornecimento de corretivos orgânicos que elevam o teor de matéria orgânica. Brady e Weil (2002) referem, por exemplo, a competição das moléculas húmicas pelos locais de adsorção de P quer na superfície dos minerais de argila quer nos óxidos e hidróxidos, apontando também a possível formação de complexos (quelatos) com os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, impedindo-os que precipitem o fósforo.

Deste modo, a quantidade de P biodisponível é variável, dependendo do equilíbrio entre a concentração de P retido na fase sólida (Q, factor quantidade) e a concentração de P na solução do solo (I, factor intensidade). Através da relação entre estes dois factores, Q/I (factor capacidade), é estabelecido um equilíbrio dinâmico entre o P existente na fase sólida e na fase líquida do solo. A concentração de P na solução do solo vai diminuindo, devido à absorção pelas plantas, sendo o factor capacidade responsável pela desorção deste elemento da fração sólida do solo para manter uma concentração adequada de P em solução. Quando se procede à adubação, a concentração de P na solução do solo aumenta, sendo estabelecido um novo equilíbrio, que aumenta também a quantidade de P associado à fase sólida do solo, através do processo de sorção (Horta e Torrent, 2010).

Em conclusão, com a aplicação de fertilizantes fosfatados em solos cultivados pretende-se manter uma quantidade de fósforo em solução necessária para suprimir as necessidades da cultura. Contudo, como já foi referido, grande parte do P fornecido pelos fertilizantes aplicados fica retido no solo e não disponível para as plantas. Por outro lado, quando é atingida a capacidade máxima de retenção do solo, devido ao excesso de P, este tende a perder-se por escoamento superficial ou ao longo do perfil do solo causando poluição do meio. De acordo com diversos autores, o estado de eutrofização atual das águas superficiais deve-se à poluição difusa causada pelo P presente nas águas de escoamento superficial e de drenagem, em áreas agrícolas (Horta e Torrent, 2010; Brady e Weil, 2002).

### **3.2 A importância do fósforo na nutrição das plantas**

O fósforo é um elemento essencial para a vida e para a nutrição das plantas. Entra na cadeia trófica após ser mineralizado no solo, sendo absorvido pelas plantas e entrando na composição de compostos fundamentais para o metabolismo destas.

O fósforo, depois do azoto, é o elemento que mais frequentemente limita a produção das culturas agrícolas, encontrando-se habitualmente em deficiência nos solos agrícolas (Calouro, 2005; Varennes, 2003). Este nutriente faz parte da estrutura de enzimas, proteínas, ácidos nucleicos e fosfolípidos, tendo um papel determinante na acumulação e transferência de energia que ocorrem em diversos fenómenos vitais para a planta (Jones *et al.*, 1991; Santos, 2015; Varennes, 2003; Malavolta, 1974; Withers *et al.*, 2014).

A absorção de P ocorre por transporte ativo (requer energia) do solo para o interior da raiz, ou seja, é efetuado contra um gradiente de concentração, uma vez que a concentração de fosfato na solução do solo se encontra, em geral, entre 1 e 5  $\mu\text{M}$  e, no interior da raiz, entre 5 e 7  $\text{mM}$

(Horta e Torrent, 2010). Baixas temperaturas e falta de água provocam a diminuição do transporte e absorção do nutriente (Varenes, 2003).

O fósforo é absorvido pela planta através das raízes, sob a forma iônica, principalmente na forma de ião ortofosfato primário ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ). Quando o pH do solo é elevado, predomina o ião ortofosfato secundário ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) que também é absorvido. No entanto, na generalidade, admite-se que a absorção do  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  seja cerca de 10 vezes superior à do  $\text{HPO}_4^{2-}$  (Varenes, 2003; Santos, 2015; Tisdale *et al.* 1985).

Grande parte do fósforo existente na planta adulta encontra-se nas sementes e nos frutos, onde se acumula durante o desenvolvimento. Quando ocorre carência de fósforo, o elemento move-se rapidamente das folhas mais velhas para os tecidos em crescimento. Consequentemente, os sintomas de deficiência de P aparecem primeiro nos órgãos mais velhos, verificando-se inicialmente uma cor verde-escura nas folhas (acumulação de glúcidos), podendo ser também roxa (formação de antocianinas) no limbo ou no pecíolo (Malavolta, 1974; Varenes, 2003).

Na formação de novos tecidos, as deficiências causadas pelo fósforo refletem-se num atrofiamento das zonas de crescimento, mais especificamente no sistema radicular (Santos, 2015). Por sua vez, quando em excesso, os sintomas refletem-se numa deficiência de micronutrientes absorvidos pela planta, sendo o Fe e o Zn os primeiros elementos afetados (Jones, 1991). Na maioria das espécies vegetais, o teor total de fósforo adequado no tecido foliar não é muito elevado, estando geralmente compreendido entre 0,2 e 0,4% na matéria seca (Brady e Weil, 2002).

As plantas possuem diferentes mecanismos fisiológicos que lhes permitem responder às baixas concentrações de fósforo no solo, como sejam o aumento do volume da raiz e a formação de micorrizas que aumentam o volume de solo explorado pela planta (Varenes, 2003).

Uma nutrição adequada em fósforo melhora muitos aspectos fisiológicos da planta, incluindo os processos fundamentais da fotossíntese, fixação do azoto, floração, frutificação e maturação, bem como o crescimento das raízes (Brady e Weil, 2002).

### **3.3 A lama como fonte de fósforo alternativa aos adubos minerais**

O fósforo, embora seja absorvido pelas culturas em quantidades inferiores às de azoto, é um macronutriente principal que, na grande maioria dos solos, não se encontra disponível em quantidades suficientes, sendo necessário aplicá-lo sob a forma de fertilizantes (Santos, 2015; Sharpley, 2000).

Os fertilizantes são substâncias que contêm um ou mais nutrientes em quantidades conhecidas, que são aplicados ao solo, diretamente à planta (folhas) ou adicionados a soluções aquosas (como em fertirriga), para melhorar o desenvolvimento, o rendimento e /ou a qualidade das culturas e melhorar o estado de fertilidade do solo (IFA, 2015).

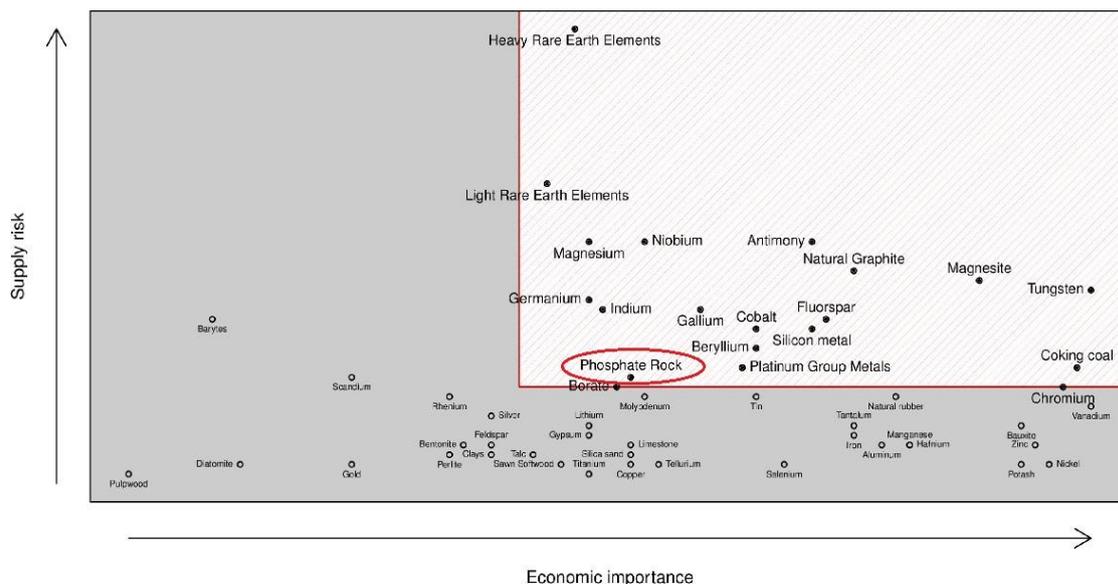
A fosforite é a principal fonte de fósforo e a matéria-prima a partir da qual são produzidos os adubos fosfatados. Os fertilizantes e outras utilizações agrícolas constituem cerca de 90% da procura mundial de fosfato (Comissão Europeia, 2015b). A extração de fosforites está concentrada nos Estados Unidos, Marrocos e China, sendo Marrocos o maior exportador de fosfatos para a UE, abrangendo cerca de 33% de todas as importações (Comissão Europeia, 2015c). Com exceção da Finlândia, onde é produzida uma pequena quantidade, na União Europeia não há produção de fosforite, reflectindo-se numa taxa de dependência das importações de 92 %, em 2011 (Comissão Europeia, 2013).

Com o crescente aumento populacional mundial, o fósforo está a ser rapidamente consumido, para um recurso que não é renovável e é insubstituível, uma vez que é essencial para a segurança alimentar atual e futura, a nível mundial (European Sustainable Phosphorus Platform, 2016). A sociedade tornou-se dependente dos fertilizantes inorgânicos fosfatados dada a sua ampla aplicação, sendo que em países desenvolvidos os agricultores têm sido incentivados a investir em adubos fosfatados para melhorar a fertilidade dos solos, de modo a maximizar a produção de culturas, muitas vezes com o apoio dos seus governos (Withers *et al.*, 2014).

Durante quanto tempo haverá reservas de fosforite é um assunto controverso e amplamente discutido por diversos autores mas, no geral, estima-se que a depleção das reservas de fosforite possa ocorrer dentro de cerca de 100 anos (Cordell *et al.* 2009 cit por Wunscher, 2013).

De acordo com o referido na European Sustainable Phosphorus Platform (2016), o fósforo não está a ser utilizado de forma sustentável na Europa, sendo necessário alterar este paradigma para que as gerações futuras não fiquem comprometidas. É vital começar a racionalizar o seu uso e a recicla-lo a partir dos efluentes pecuários, das águas residuais e de resíduos orgânicos. Deste modo, aliando medidas de racionalização do seu uso, aumento da reciclagem e a cooperação inteligente será possível fechar a cadeia de valor do fósforo.

A Comissão Europeia criou uma lista das matérias-primas críticas, que combina matérias de grande importância económica para a UE, com um elevado risco associado à alimentação, de modo a garantir o acesso confiável e sem impedimentos para certas matérias-primas. Em 2014, a fosforite foi adicionada, constando na lista das 20 matérias-primas mais críticas (figura 3.2), dado que os riscos de escassez de oferta e os seus impactos sobre a economia são mais elevados que os da maioria das restantes matérias-primas (Comissão Europeia, 2014).



**Figura 3.2 - Matérias-primas críticas (Comissão Europeia, 2016).**

A fosforite consta nesta lista uma vez que é identificada como insubstituível e de grande importância económica, dado que a procura deverá aumentar devido ao aumento da população mundial e à necessidade de produzir mais alimentos. Esta inclusão vai impulsionar o desenvolvimento das políticas da UE para promover a gestão sustentável do fósforo, recolha de dados sobre os recursos e uso, bem como as políticas de valorização e reciclagem (European Sustainable Phosphorus Platform, 2016).

A diretiva das águas residuais urbanas exige a remoção do fósforo das águas residuais, embora não exija que o mesmo seja removido numa forma reutilizável. Apenas cerca de 25 % está a ser reutilizado, sendo o método mais comum através da aplicação direta de lamas de depuração em campos agrícolas, de acordo com a Diretiva 86/278/CEE, relativa à proteção do ambiente e, em especial, dos solos (Comissão Europeia, 2015d).

A European Sustainable Phosphorus Platform alerta para a necessidade de uma melhor regulamentação, crescimento, meio ambiente e agricultura, sublinhando o potencial económico e a aplicação da economia circular por nutrientes. Também o IFA, o Increasing Food Security and Agricultural Sustainability e os seus parceiros na indústria dos fertilizantes são sensíveis a esta emergente problemática, estando comprometidos com o uso sustentável de todos os recursos de fósforo (IFSAS, 2015).

Atualmente, diversas tecnologias estão a ser desenvolvidas e testadas para otimizar a reutilização do fósforo através das lamas de depuração estimando-se que, através da reciclagem de fósforo no tratamento de lamas, é possível cobrir 20% da procura mundial deste nutriente (SNB, 2015).

A aplicação de lamas de depuração como fonte de fósforo, em comparação com os tradicionais adubos inorgânicos, pode constituir uma alternativa viável e sustentável para a crescente procura de fósforo. Contudo, o desconhecimento da disponibilidade do nutriente para as plantas é visto como um impedimento à sua reciclagem. Os produtos químicos utilizados para capturar P, o método de higienização e a quantidade aplicada, nas ETAR,

influenciam a disponibilidade de P para as plantas. A utilização de coagulantes para capturar o nutriente, como o ferro, suscitam preocupações particulares sobre a disponibilidade de P para plantas (Kahiluoto *et al.*, 2015).

Na Holanda, e também no resto da Europa, tem sido estudada a recuperação direta do elemento a partir da urina (struvite) que pode ser utilizado directamente como fertilizante (Smit *et al.*, 2009).

Na Dinamarca, foram fixados objetivos nacionais pela Estratégia de Recursos do Governo, em 2013, que exigem 80% de reciclagem de fósforo de ETAR até 2018, por processos de mono-incineração e produção de fertilizante através da cinza ou da aplicação agrícola de lamas de depuração.

Atualmente, vários esforços estão a ser realizados para aplicar uma economia circular, alterar políticas e sensibilizar a população para o emergente problema de escassez de fósforo. Assim, várias tecnologias para a recuperação de P já se encontram prontas a ser implementadas. No entanto, enquanto que a utilização destas técnicas está a crescer rapidamente, o impacto sobre a disponibilidade de P para as plantas, nas lamas de depuração, não é, ainda, completamente conhecido (Kahiluoto *et al.*, 2015).

## 4 Caso de Estudo – ETAR de Beirolas

### 4.1 Aspectos gerais da ETAR

Localiza-se na Rua Chen He, no Parque das Nações em Lisboa, junto à ponte Vasco da Gama (figura 4.1), integra o sistema de tratamento de águas residuais da cidade de Lisboa, gerido pelo grupo Águas de Portugal.



Figura 4.1 - Localização da ETAR de Beirolas (Fonte: Google Maps).

Iniciou a sua exploração em Dezembro de 1989, tendo como objetivo a despoluição e preservação do estuário do rio Tejo. Começou a sua actividade com tratamento secundário, sendo o efluente tratado submetido à desinfecção com cloro gasoso antes da descarga no meio receptor. Em 2000 foi ampliada para tratamento de nível terciário, por lamas ativadas em biomassa suspensa, incluindo filtração e desinfecção do efluente (Câmara Municipal de Lisboa, 2014).

Serve a zona Oriental da cidade de Lisboa e ainda parte do concelho de Loures, abrangendo 215 000 habitantes, com capacidade para tratar  $54.500 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , sendo  $46.496 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  o caudal médio diário, numa extensão de rede de 20,5 km (Simtejo, 2013). Trata de efluentes domésticos (70%) e industriais (30%) (Comissão Europeia, 2015e).

### 4.2 Linhas de tratamento

A ETAR de Beirolas é constituída por duas linhas de tratamento, fase líquida e fase sólida, sendo, de forma sucinta, caracterizada as duas linhas de tratamento:

#### Linha de tratamento da fase líquida

- **Pré-tratamento**

Inicia-se com a operação de gradagem, uma vez que as águas residuais afluentes à ETAR passam por duas grades verticais de 6 mm, de modo a remover sólidos grosseiros, sendo

seguidamente elevados para os dois separadores de areias e flutuantes, através de parafusos de Arquimedes. Estas operações são realizadas nos dois separadores existentes, do tipo combinado, com insuflação de ar (Oliveira, 2014).

- **Tratamento primário**

É composto por dois decantadores primários, de secção circular, com 32 m de diâmetro e 3,15 m altura de líquido, equipados com ponte raspadora de fundo e de superfície. Após a decantação primária, o efluente é conduzido, graviticamente, para o tanque de equalização, construído junto à obra de entrada, dimensionado para uma capacidade de cerca de 10 000 m<sup>3</sup>. Posteriormente, o efluente equalizado é elevado para uma câmara de repartição de caudais situada entre os reatores biológicos (Oliveira, 2014).

- **Tratamento secundário**

O tratamento biológico existente na ETAR contempla o processo BARDENPHO de três zonas: anaeróbia, anóxica e aeróbia. Na zona anaeróbia ocorre a remoção de grande parte da CQO solúvel presente nas águas residuais; na zona anóxica ocorre a remoção dos nitratos (desnitrificação) provenientes da zona aeróbia através da utilização do carbono presente nos efluentes da zona anaeróbia e na zona aeróbia ocorre a oxidação da CQO restante e da amónia. Neste tratamento, o arejamento é efetuado por ar difuso com bolhas finas. De seguida, os caudais afluentes são repartidos equitativamente por três decantadores secundários, com 42 m de diâmetro e 3,6 m de altura útil, equipados com ponte raspadora de sucção hidrostática de lamas (Oliveira, 2014).

- **Tratamento terciário**

O efluente proveniente da decantação secundária é filtrado e desinfetado por radiação ultravioleta (UV). Este processo desinfeta a água pela alteração do ADN das células dos microrganismos, incapacitando-os de se reproduzirem, garantindo a desinfecção dos efluentes secundários com concentrações de SST da ordem de 5 mg L<sup>-1</sup>, tornando possível a obtenção de um efluente final com menos de 200 coliformes fecais por 100 mL (Oliveira, 2014).

#### Linha de tratamento da fase sólida

As lamas provenientes do decantador primário vão para o espessador, com 12 m de diâmetro, e posteriormente são elevadas para o tanque de mistura de lamas mistas. No tanque de mistura ocorre uma homogeneização de lamas mistas, permitindo a alimentação aos digestores anaeróbios. O biogás produzido é filtrado e armazenado, sendo posteriormente inserido num sistema de cogeração (produção de energia elétrica e térmica), que permite reduzir os custos energéticos da instalação em cerca de 35% (Câmara Municipal de Lisboa, 2014). As lamas digeridas são desidratadas e armazenadas em galeras para posterior condução a destino final adequado. A ETAR de Beirolas é uma das infraestruturas de tratamento de águas residuais onde já se faz o aproveitamento energético do biogás das lamas. Os grupos de cogeração funcionam, em regra, mais de 23h por dia produzindo entre 30 a 35% da energia total consumida no subsistema de Beirolas, incluindo a própria ETAR e sete estações elevatórias (Câmara Municipal de Lisboa, 2014).

## 5 Ensaio em vaso

Os ensaios em vaso constituem uma técnica experimental de grande utilidade, atendendo que, geralmente, precedem os ensaios de campo, tendo a particular vantagem de permitir delinearlos com maior eficiência e economia, possibilitando a posterior redução do número de variáveis experimentais no campo (Moreira e Soveral-Dias, 1963).

Allen *et al.* (1976) também referem as principais vantagens da realização de ensaios em vasos, fruto do seu trabalho desenvolvido, tais como:

- Uma vez que se realizam em ambientes mais ou menos controlados, limitam a intervenção de muitos factores externos que poderiam contribuir para aumentar a variabilidade dos resultados;
- Tornam possível a realização de estudos que, no campo, seriam difíceis de executar;
- Permitem a utilização de solos mais favoráveis ao estudo em causa;
- Permitem decidir se compensa ou não efetuar o ensaio no campo.

Para que uma experiência seja bem-sucedida é essencial um correto e adequado delineamento experimental, de modo a obter dados que permitam aplicar as metodologias estatísticas mais apropriadas e confirmar a hipótese formulada antes da instalação do ensaio.

Os blocos completos casualizados e a casualização completa das modalidades experimentais constituem os delineamentos experimentais mais vulgares nos ensaios em vaso. Ambos permitem uma condução simples dos ensaios bem como controlar o erro experimental de forma satisfatória, uma vez que se trata de ensaios realizados em condições ambientais facilmente controláveis (Gomez e Gomez, 1984; INIAV, 2015). Na realização deste trabalho experimental optou-se pelo delineamento em blocos completos casualizados, dado que é dos métodos mais utilizados em experimentações agronómicas.

No caso presente, e como foi referido na introdução, tratava-se de verificar se o fósforo veiculado pela lama se encontrava disponível para a planta, por comparação com iguais quantidades do nutriente aplicado numa forma facilmente assimilável pela planta teste utilizada (fosfato de cálcio).



## 6 Material e métodos

### 6.1 Solo utilizado no ensaio

Foi utilizada uma macro-amostra de terra proveniente da camada superficial (0-20 cm) de um Arenossolo dístrico – ARdy, segundo a classificação da FAO 2014, da região de Alpiarça (39°13'00"N, 08°33'20"W), cujas principais características físico-químicas se apresentam na tabela 6.1.

**Tabela 6.1** - Características físico-químicas do solo, de Alpiarça, utilizado no ensaio.

Parâmetros		Solo	Parâmetros		Solo
Areia	(%)	92,3	Zn "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	3,6
Limo	(%)	4,9	Cr "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	1,9
Argila	(%)	2,9	Pb "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	2,8
Classificação textural		Arenosa	Cd "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	<0,05
Nec. Cal	(t CaCO <sub>3</sub> . ha <sup>-1</sup> )	2	Cu "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	14,6
CE	(m S. cm <sup>-1</sup> )	0,01	Hg "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	0,006
pH <sub>H2O</sub>		5,4	Acidez de troca	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	1,1
MO	(%)	0,35	SCT	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,58
P ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	<23	CTC	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	1,68
K ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	<24	GS	(%)	34,7
Mg ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	17	Catiões de troca		
Fe ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	8	Ca	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,41
Mn ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	<2,5	Mg	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,14
Zn ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	<0,10	K	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,03
Cu ext.	(mg kg <sup>-1</sup> )	2,7	Na	(cmol(+) kg <sup>-1</sup> )	0,01
Ni "total"	(mg kg <sup>-1</sup> )	1,8	MV <sub>ap</sub>	(g cm <sup>-1</sup> )	1,65

Métodos utilizados: ver ponto 6.5; Nec. Cal - necessidade de cal ; CE - condutividade elétrica ; MO – matéria orgânica; ext. – extraível; SCT – soma dos catiões de troca ; CTC - capacidade de troca catiónica ; GS – grau de saturação com os catiões de troca; MV<sub>ap</sub> – massa volúmica aparente.

O solo em estudo é um solo arenoso, muito pobre em matéria orgânica e em nutrientes, ácido, pouco saturado e de muito baixa capacidade de troca catiónica sendo, por isso, um tipo de solo adequado à realização de ensaios em vaso, em que se pretende obter resultados da aplicação de fertilizantes evidentes e num curto período de tempo.

### 6.2 Lama utilizada no ensaio

A lama aplicada é proveniente da ETAR de Beírolas, sendo caracterizada por tratar efluentes urbanos e industriais. A figura 6.1 mostra a recolha da colheita de lama, pela purga do silo de lamas, realizada no dia 2 de Março de 2015. A tabela 6.2 apresenta a composição da lama da ETAR, determinada no Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS).

**Tabela 6.2** - Caracterização da lama desidratada da ETAR de Beirolas (valores referidos à matéria seca).

Parâmetros		Lama	Parâmetros		Lama
MS	(%)	19	Ni	(mg kg <sup>-1</sup> )	42,72
pH <sub>H2O</sub>		12	Zn	(mg kg <sup>-1</sup> )	680
MO	(%)	64,4	Cr	(mg kg <sup>-1</sup> )	18,49
N total	(%)	7,39	Pb	(mg kg <sup>-1</sup> )	20,6
P	(mg kg <sup>-1</sup> )	15590	Cd	(mg kg <sup>-1</sup> )	2,8
K	(mg kg <sup>-1</sup> )	1909	Cu	(mg kg <sup>-1</sup> )	157,14
Ca	(mg kg <sup>-1</sup> )	87336	Hg	(mg kg <sup>-1</sup> )	1
Mg	(mg kg <sup>-1</sup> )	3558	C	(mg kg <sup>-1</sup> )	35,8
Na	(mg kg <sup>-1</sup> )	1200	C/N		4,8

Métodos analíticos utilizados: ver ponto 6.5.



**Figura 6.1** - Colheita da amostra de lama para o ensaio, pela purga do silo de lamas.

A tabela 6.3 apresenta as quantidades de lama utilizadas nos vasos dos diversos tratamentos experimentais e a equivalência aproximada em toneladas por hectare. Para a definição da quantidade de lama a adicionar a cada vaso atendeu-se às características do solo utilizado, às necessidades da cultura teste em fósforo e à taxa de mineralização do fósforo orgânico. Não houve limitações em termos de metais pesados, dado que concentração destes na lama era bastante reduzida.

**Tabela 6.3** - Quantidades de lama utilizadas nos vasos dos diversos tratamentos experimentais e a equivalência aproximada em toneladas por hectare.

Tratamentos experimentais		Quantidade de lama (L)	Quantidade de lama (L)
		(g vaso <sup>-1</sup> )	(t ha <sup>-1</sup> )
T10	1/2 L	20	15
T2, T11	1 L	41	30
T12	3/2 L	61	45
T3, T13	2 L	82	60
T4	3 L	123	90
T5	4 L	164	120

A correspondência entre as quantidades aplicadas por vaso e as quantidades referidas ao hectare foram estabelecidas considerando que o solo apresentava uma massa volúmica de  $1,65 \text{ g cm}^{-3}$  e considerando que os efeitos se fariam sentir na camada arável (0-20 cm).

### 6.3 Planta teste

No ensaio foi utilizado o milho, como cultura teste, dado que o seu ciclo é curto e de desenvolvimento rápido, sendo também resistente a doenças e pragas (figura 6.2).

O milho pertence à ordem Gramineae, família Poaceae, género *Zea* e espécie *Zea mays* L. (Barro e Calado, 2014). Existem diversas variedades adaptadas a diferentes condições de clima, humidade e altitude, reflectindo-se numa ampla distribuição geográfica desta planta. A variedade do milho semeado é originária de Itália e ainda não se encontra disponível no mercado.

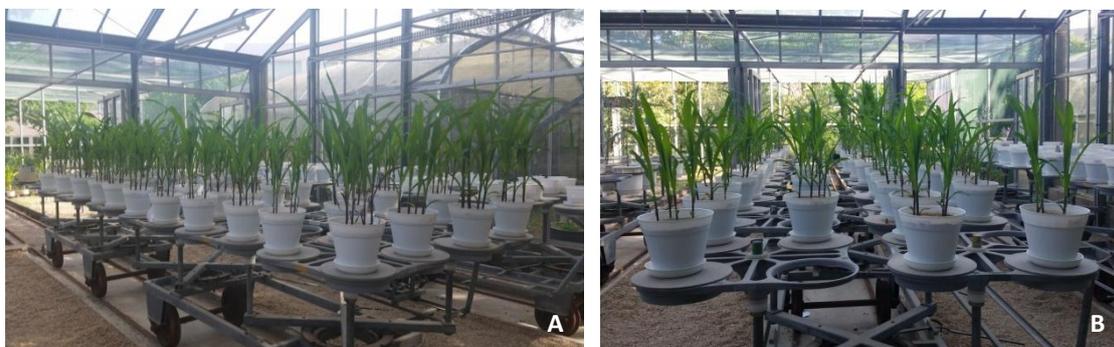


Figura 6.2 - Ensaio experimental realizado – a) Vista lateral; b) Vista frontal.

### 6.4 Dispositivo Experimental

Procedeu-se à realização de um ensaio experimental, em vasos, nas instalações e equipamentos que integram o Horto de Química Agrícola “Boaventura de Azevedo” (figura 6.3), situado na Tapada da Ajuda, que é gerido em comum pelo instituto Superior de Agronomia e pelo INIAV. Esta infra-estrutura é constituída por uma estufa de vidro, um abrigo de rede e uma unidade de apoio destinada a todas as tarefas necessárias à realização dos ensaios. A estufa encontra-se equipada com carros porta-vasos que permitem a rotação dos mesmos em conjuntos de 4 ou 16, de modo a que as plantas fiquem em igualdade de condições de luz, temperatura e humidade. De modo a facilitar a rotação dos carros e a evitar erros experimentais, cada quadrante está identificado com uma cor, ao centro, e outras cores nas suas laterais, conforme se pode observar o esquema da estrutura na figura 6.5. Estes carros permitem ainda a deslocação dos vasos do abrigo de vidro para o seu exterior, protegido com uma rede, onde permanecem sempre que as condições atmosféricas são favoráveis.

A estufa está equipada com um sistema de controlo automático de temperatura no seu interior, que funciona através da abertura e do fecho de painéis na parte superior e lateral da mesma.



**Figura 6.3** - Horto de Química Agrícola – A) Estufa; B) Abrigo exterior.

#### 6.4.1 Delineamento experimental

No ensaio, delineado em blocos completos casualizados com 3 repetições, foram considerados 13 tratamentos experimentais (T1 a T13). Um tratamento testemunha, sem aplicação de fósforo, quer através da lama quer de fosfato de cálcio, quatro tratamentos com níveis crescentes de lama (T2 a T5), quatro tratamentos com níveis crescentes de fosfato de cálcio (T6 a T9) e, por fim, quatro tratamentos compostos por níveis crescentes de lama e fosfato de cálcio. Na tabela 6.4 encontram-se as quantidades de lama (L) e de fosfato de cálcio (F) adicionadas em cada tratamento experimental.

Refira-se que, no total, foram necessários aproximadamente 2 kg de Lama e 22,3 g de fosfato de cálcio para a execução do trabalho experimental, tendo sido usada por vaso 4,5 kg de terra.

**Tabela 6.4** - Quantidade de lama (L) e/ou fosfato de cálcio (F) e de fósforo (P) veiculado pela lama e/ou pelo fosfato de cálcio adicionada ao solo em cada tratamento experimental.

Tratamento experimental	Nível de fósforo	Qt <sup>de</sup> de L (g vaso <sup>-1</sup> )	Qt <sup>de</sup> de F (g vaso <sup>-1</sup> )	Qt <sup>de</sup> de P veiculado pela L (g vaso <sup>-1</sup> )	Qt <sup>de</sup> de P veiculado pelo F (g vaso <sup>-1</sup> )	Qt <sup>de</sup> total de P (g vaso <sup>-1</sup> )
T1	0	0	0	0	0	0
T2	1 L	41	0	0,121	0	0,121
T3	2 L	82	0	0,245	0	0,245
T4	3 L	123	0	0,364	0	0,364
T5	4 L	164	0	0,485	0	0,485
T6	1 F	0	0,493	0	0,121	0,121
T7	2 F	0	0,997	0	0,245	0,245
T8	3 F	0	1,479	0	0,364	0,364
T9	4 F	0	1,972	0	0,485	0,485
T10	$\frac{1}{2}$ L + $\frac{1}{2}$ F	20	0,247	0,061	0,061	0,122
T11	1 L + 1 F	41	0,493	0,121	0,121	0,242
T12	$\frac{3}{2}$ L + $\frac{3}{2}$ F	61	0,740	0,182	0,182	0,364
T13	2 L + 2 F	82	0,997	0,245	0,245	0,49

## 6.4.2 Instalação e condução do ensaio

### Preparação da Terra

A macro amostra de terra foi sujeita ao processo de destorroamento, permitindo uma melhor homogeneização do solo. Depois de seca ao ar, a terra foi passada num crivo de plástico de malha de 1 cm. Após essa operação pesou-se para cada vaso 4,5 kg de terra.

A lama e/ou o fosfato de cálcio foram cuidadosamente incorporados e homogeneizados com a terra, nas quantidades previstas para cada tratamento experimental (figura 6.4 - B), tendo-se usado para o efeito bacias de plástico e espátulas de material não contaminante.

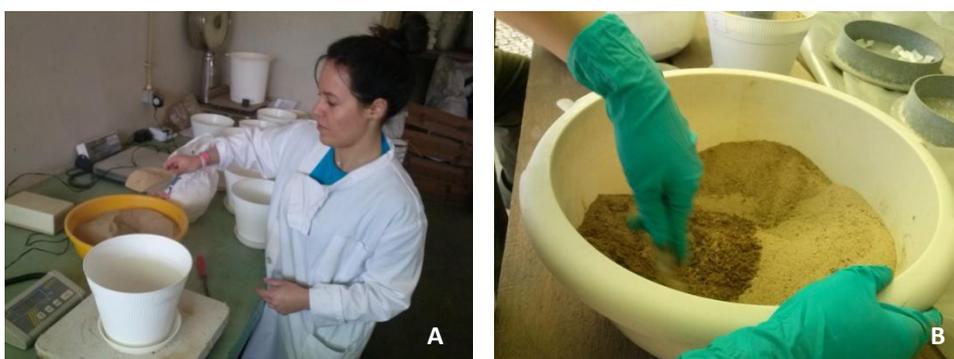


Figura 6.4 - A) Pesagem da terra; B) Envolvimento da lama com a terra.

### Envasamento

Foram utilizados vasos de plástico branco, com capacidade de aproximadamente 5L. Começou-se por etiquetar cada vaso, de modo a permitir uma fácil identificação do tratamento experimental e a sua repetição.

Cada vaso foi preenchido com 4,5 kg de terra, previamente misturada com a quantidade de lama e/ou fosfato de cálcio ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ), equivalente a cada nível de tratamento, conforme o apresentado na tabela 6.4.

Após o processo de enchimento, os vasos foram dispostos nos carros porta-vasos da estufa seguindo uma casualização previamente efetuada.

### Casualização

Recorreu-se a uma tabela de números casualizados, com o objetivo de se dispor os vasos nos carros da estufa de acordo com a casualização estatística dos tratamentos experimentais. Na figura 6.5 encontra-se esquematizado a casualização efetuada, sendo que os números representam o tratamento experimental.

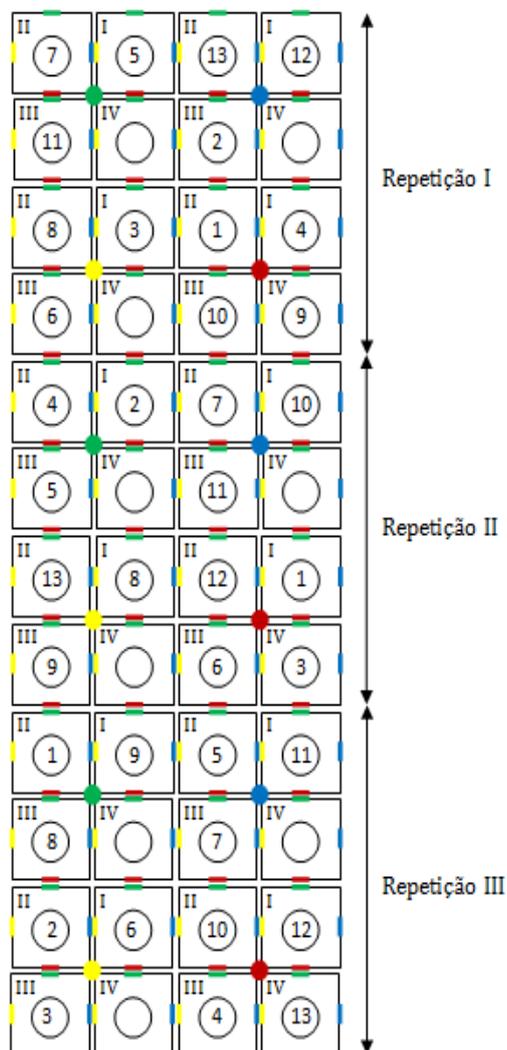


Figura 6.5 - Esquema da casualização dos ensaios realizados.

**Adubação**

Com base na vasta experiência desenvolvida há vários anos no Horto de Química Agrícola e de acordo Allen, *et al.* (1976), foram definidas as quantidades de nutrientes a aplicar, com o objetivo de proporcionar condições de boa nutrição, evitando a introdução de outros fatores limitantes ao desenvolvimento da cultura.

Três dias antes da sementeira foi efetuada uma adubação mineral com azoto, potássio, magnésio, enxofre, manganês, zinco, cobre, boro e ferro, em todos os tratamentos experimentais, sob a forma de soluções nutritivas.

Para veicular os vários nutrientes foram utilizados produtos do tipo “para análise”, pesados em balança analítica, com precisão de ± 1 mg. Tendo sido preparadas cinco soluções nutritivas (tabela 6.5)

A aplicação total de azoto foi de 600 mg N por vaso na forma de nitrato de amónio, tendo sido fraccionada em três aplicações, espaçadas de 2 a 3 semanas entre elas, de modo a manter o nível de disponibilidade deste nutriente no solo o mais constante possível.

**Tabela 6.5** - Soluções nutritivas aplicadas nos vasos de todos os tratamentos experimentais.

	Reagentes	Nutriente	Reagente	Volume aplicado	Solução Aplicada	
		(mg vaso <sup>-1</sup> )	(mg vaso <sup>-1</sup> )	(mL vaso <sup>-1</sup> )	(g sal L <sup>-1</sup> )	
1	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	N	200	572	50	11,434
2	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	K	500	1117	50	22,340
	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	Mg	120,6	1223		24,465
3	Mn SO <sub>4</sub> . H <sub>2</sub> O	Mn	20	62		2,462
	Zn SO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	Zn	20	88	25	3,518
	Cu SO <sub>4</sub> . 5H <sub>2</sub> O	Cu	4	16		0,628
4	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> . 10H <sub>2</sub> O	B	2	18	25	0,706
5	FeSO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O	Fe	20	99,6	25	3,984

A figura 6.6 apresenta o dispositivo montado para a aplicação das soluções nutritivas antes da sementeira e nas adubações de cobertura. Na primeira adubação os reagentes foram colocados em linha, e com a ajuda de dispensadores de 50 mL foram colocadas as soluções a aplicar nos copos de precipitação correspondentes, juntando-se no fim todas as soluções numa só, que se aplicou ao solo. A figura 6.6 – B ilustra o modo de realização da adubação de cobertura azotada (utilizando uma pipeta graduada).



**Figura 6.6** - A) Preparação da solução nutritiva inicial; B) Aplicação de 50 ml de solução nutritiva azotada de cobertura.

A adubação azotada foi fraccionada, em 3 adubações de cobertura, escalonadas, com 2 a 3 semanas de intervalo.

### **Sementeira**

A sementeira foi realizada no dia 13 de Abril de 2015, tendo sido colocadas 8 sementes por vaso, dispostas em círculo, à profundidade de aproximadamente 2 cm (figura 6.7). A superfície da terra foi alisada e os vasos foram regados de modo a obter-se um teor de humidade.



**Figura 6.7** - A) Molde para colocar as sementes no vaso; B) Sementes dispostas no vaso.

### **Regas**

Na rega recorreu-se à utilização de água desionizada, tentando manter um teor de humidade do solo aproximado a 70% da capacidade campo, em todos os vasos. Na fase final do ensaio e quando a temperatura exterior era mais elevada, a rega foi calculada para 90% da capacidade campo. Este controle foi efetuado com recurso à pesagem diária de uma amostra de vasos, sendo uma vez por semana registado o peso de todos os vasos. No decorrer do ensaio foi tido em conta o peso aproximado das plantas.

### **Desbaste das plantas de milho**

Na fase de duas folhas realizou-se o desbaste deixando, em cada vaso, apenas 4 das 8 plantas inicialmente semeadas. A seleção teve por base as plantas que apresentavam melhor localização no vaso e maior vigor.

Em média, germinaram 7 sementes por vaso e não se verificaram diferenças estatisticamente significativas ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos experimentais (anexo II, tabela II. 1 e anexo III, tabela III.1), podendo indicar, numa primeira abordagem, que a lama não causou um efeito fitotóxico. Contudo, de modo a provar o efeito fitotóxico da lama é necessário seguir uma norma, o que, neste caso, não foi efetuado, uma vez que não o objetivo do trabalho desenvolvido.

### **Rotação dos vasos**

Desde a sementeira até à data de colheita do ensaio, foi realizada a rotação diária dos conjuntos de 4 vasos (1/4 de volta, no sentido dos ponteiros do relógio) e semanalmente a rotação de blocos de 16 vasos (1/4 de volta, no sentido dos ponteiros do relógio). Todo este procedimento teve como objetivo minimizar as variações de luz, temperatura e arejamento inerentes aos ensaios, tentando proporcionar condições idênticas de exposição àqueles fatores a todos os tratamentos experimentais, de forma a minimizar o erro experimental.

Os carros portadores dos vasos eram mantidos sempre no exterior, uma vez que a estrutura da estufa assim o permitia, sendo recolhidos para o seu interior apenas quando se verificavam condições climatéricas adversas, como, por exemplo, vento forte ou precipitação.

### **Colheita, pesagem e secagem do material vegetal**

O corte da biomassa da parte aérea do milho (figura 6.8 – 1) foi realizado 45 dias após a sementeira e, seguidamente foi pesada de modo a obter-se o peso verde da biomassa produzida em cada vaso (figura 6.8 – 2). Posteriormente, procedeu-se à lavagem (figura 6.8 – 3) e secagem (figura 6.8 – 4) da parte aérea do milho para determinar a matéria seca, utilizando para o efeito uma estufa de ventilação forçada (figura 6.8 – 5), durante 48 horas à temperatura de  $63\pm 2^{\circ}\text{C}$ . Após a secagem, efetuou-se, novamente, a pesagem do material seco, com o auxílio de uma balança analítica de 0,1 g de precisão (figura 6.8 – 6).

Findo todo o processo de secagem, o material vegetal foi triturado em moinho de aço inoxidável com crivo de malha 40  $\mu\text{m}$  e bem homogeneizado. Depois de ser mineralizado por incineração e das respetivas cinzas serem dissolvidas em ácido clorídrico a 10%, retirou-se uma amostra, representativa de cada tratamento, na qual incidiu a maior parte das análises químicas. Estas análises recaíram na sua composição mineral, sendo determinado o N, o S, o P, o K, o Ca, o Mg, o Mn, o Zn, o B, o Fe e o Cu.



**Figura 6.8** - Sequência do procedimento efetuado para a preparação das amostras de material vegetal – parte aérea.

Após o corte da biomassa da parte aérea foram retiradas as raízes do solo, seguindo-se o mesmo procedimento (figura 6.9). Por fim, foram colhidas amostras de terra, de cada um dos vasos, para análise.



**Figura 6.9** - Sequência do procedimento efetuado para a preparação das amostras de material vegetal- raízes.

## 6.5 Métodos analíticos

Para as análises efetuadas ao solo, lama e material vegetal, recorreu-se aos métodos laboratoriais utilizados no INIAV, I.P. – LQARS, seguindo-se uma breve referência.

### 6.5.1 Análise do Solo

A preparação das amostras de terra consistiu na secagem em estufa a 35-37°C e depois passadas por um crivo em aço inoxidável de malha de 2mm. Quando necessário, o destorroamento das amostras foi feito em moinho com pás em aço inox. As determinações laboratoriais foram efetuadas na fração terra fina (partículas de diâmetro < 2mm). Os métodos físico-químicos utilizados encontram-se descritos, de modo sucinto, na tabela 6.6.

**Tabela 6.6** - Métodos aplicados na determinação dos parâmetros do solo.

Parâmetros	Métodos aplicados (extração / determinação)
Massa volúmica aparente	Cadinho de Gooch
Fósforo extraível	Egnér-Riehm / ICP-OES (LAS.PL24.v07 de 2013/10/29) Extração aquosa 1:5 (m/v) / ICP-OES (LAS.PL.)
Potássio extraível	Egnér-Riehm / EEC (LAS.PL.53)
Magnésio	Acetato de amónio 1M (pH=7) / EAA (LAS.PL.10)
Matéria orgânica e carbono orgânico	Via húmida (Dicromato de sódio) / EAM UV/Vis (LAS.PL.19)
pH(H <sub>2</sub> O)	Suspensão solo:água 1:5 (v/v) (Norma ISO 10390:2005)
Necessidade de cal	Segundo a Tabela de Quelhas dos Santos (Anexo I)
Ferro, manganês, zinco e cobre extraíveis	AAAc-EDTA (Lakanen) / EAA com chama (LAS.PL.18)
Boro extraível	Água fervente / ICP-OES (LAS.PL.03)
Condutividade elétrica	Suspensão solo:água 1:2 (v/v) / Condutimetria (LAS.PL.16)
Bases de troca (cálcio, magnésio, potássio e sódio) e Capacidade de Troca Catiónica potencial [CTCp <sub>(7,0)</sub> ]	Acetato de amónio 1M (pH=7) / EAA com chama (cálcio e magnésio) e EEC (potássio e sódio) (LAS.PL.15)
Acidez Potencial [AP <sub>(7,0)</sub> ]	Titulação (LAS.PL.15)
Análise granulométrica (lotes de areia, limo e argila)	Densímetro de Bouyoucos (LAS.PL.50)
Cádmio, chumbo, cobre, crómio, níquel, zinco e outros elementos 'totais'	Água régia (Norma ISO 11466:1995) / EAA-FG (Cádmio) e ICP-OES (outros elementos) (LAS.PL.04)
Mercurio total	Decomposição térmica / EAA sem chama (LAP.PL.16.v07 de 2013/05/10)

EAA - Espectrofotometria de absorção atómica; EAA-FG - Espectrofotometria de absorção atómica com forno de grafite; EAM UV/Vis - Espectrofotometria de absorção molecular no ultravioleta / visível; EEC - Espectrometria de emissão atómica em chama; ICP-OES - Espectrofotometria de emissão de plasma com detetor ótico; "LAS.PL.XX" e "LAP.PL.XX" correspondem a métodos internos do LQARS.

### 6.5.2 Análise da Lama

As análises efetuadas à lama regem-se pelos parâmetros e normas de referência estipulados no DL n.º 276/2009, de 2 de Outubro, que estabelece o regime de utilização de lamas de depuração em solos agrícolas. A tabela 6.7 apresenta os métodos utilizados.

**Tabela 6.7** - Métodos de determinação dos parâmetros da lama aplicada no ensaio.

<b>Parâmetros</b>	<b>Método aplicado</b>
Humidade e Matéria Seca	EN 12880:2000
Matéria Orgânica	EN 12879:2000
pH (H <sub>2</sub> O)	EN 12176:2000
Azoto total	EN 13654 – 2:2001
Fósforo ‘total’	EN 13346:2000
Potássio ‘total’	EN 13346:2000
Magnésio ‘total’	EN 13466:2000
Cálcio ‘total’	EN 13466:2000
Condutividade eléctrica	Suapensão lama:água 1:5 (v/v) / Condutimetria (LAF.PL78.v01)
Cádmio ‘total’	EN 13466:2000
Cobre ‘total’	EN 13466:2000
Níquel ‘total’	EN 13466:2000
Chumbo ‘total’	EN 13466:2000
Zinco ‘total’	EN 13466:2000
Mercurio total	Decomposição térmica / EAA sem chama (LAP.PL.16.v07 de 2013/05/10)
Crómio ‘total’	EN 13466:2000
<b>Microrganismos patogénicos</b>	
<i>Salmonella</i> spp.	ISO 6579:2002
<i>Escherichia coli</i>	ISO 16649-2:2001

EAA - Espectrofotometria de absorção atómica; “LAF.PL.XX” e “LAP.PL.XX” correspondem a métodos internos do LQARS.

### 6.5.3 Análise do material vegetal

Os métodos aplicados para a determinação dos parâmetros analisados no material vegetal são métodos em uso no LQARS, sendo grande parte deles acreditados, pela norma ISSO 17025 (tabela 6.8).

**Tabela 6.8** - Métodos de determinação dos parâmetros químicos do material vegetal analisado.

<b>Parâmetros</b>	<b>Método aplicado</b>
Azoto e Enxofre totais	Combustão seca. Análise elementar (LECO, NS-2000) PE-02-LQARS/LAP (Edição nº1, 20-01-2015)
Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Manganês, Zinco e Boro totais	Mineralização por via seca. ICP-OES (IntrepidII xsp radial) PE-03-LQARS/LAP (Edição nº1, 20-01-2015)
Ferro e Cobre totais	Mineralização por via seca. ICP-OES (IntrepidII xsp radial) PE-04-LQARS/LAP (Edição nº1, 20-01-2015)

ICP-OES: Espectrometria de emissão de plasma com detetor ótico.

### **6.6 Análise estatística dos dados experimentais**

A análise estatística dos resultados experimentais, recorreu à folha de cálculo Excel e ao programa de análise estatística Statgraphics Plus (versão 5.1), tendo sido utilizados os seguintes métodos:

- Análise de variância (ANOVA, Tipo II), para avaliar o efeito dos fatores de variação considerados (Repetições e Tratamentos experimentais) sobre as variáveis experimentais definidas.
- Teste de comparação de médias *a posteriori* (Duncan, 1955) para comparar os tratamentos experimentais. Foi aplicado tanto à produção de biomassa como às características do solo após a aplicação da lama e também à composição da cultura ensaiada.
- Análise de regressão para estimar a:
  - I. resposta da acumulação de fósforo na biomassa da cultura;
  - II. resposta da quantidade de fósforo extraível, pelo método ER e extração em água, à aplicação de quantidades crescentes de fósforo;
  - III. resposta da matéria orgânica, condutividade elétrica e pH (H<sub>2</sub>O), à aplicação de quantidades crescentes de lama;
  - IV. resposta do teor de fósforo na planta à aplicação de quantidades crescentes de fósforo.



## 7 Resultados e discussão

### 7.1 Efeitos sobre a produção

Na tabela II.2, do anexo II, apresentam-se os valores relativos à produção de biomassa da parte aérea e da raiz, obtidos por tratamento experimental e por repetição. Os valores médios, para cada tratamento experimental, constam na tabela 7.1 e a sua representação gráfica pode-se observar na figura 7.1 e figura 7.2.

Os resultados da análise de variância relativa ao efeito dos tratamentos experimentais e das repetições sobre a produção de biomassa encontram-se na tabela III.2, do anexo III e de forma resumida, na tabela 7.2.

**Tabela 7.1** - Produção média de biomassa, por tratamento experimental.

Tratamentos experimentais		Fósforo aplicado (P, g vaso <sup>-1</sup> )	Produção de biomassa (MS, g vaso <sup>-1</sup> )	
			Parte aérea	Raiz
Ø	T1	0,000	2,1 h	1,1 g
	T2	0,121	8,3 f	4,0 ef
Lama	T3	0,245	15,7 d	7,6 c
	T4	0,364	18,5 c	7,8 c
	T5	0,485	10,7 e	4,6 de
	T6	0,121	4,5 g	2,1 g
Fosfato de cálcio	T7	0,245	11,9 e	5,6 d
	T8	0,364	19,5 c	8,8 b
	T9	0,485	23,2 a	11,1 a
	T10	0,121	7,1 f	3,4 f
Lama e fosfato de cálcio	T11	0,245	15,6 d	7,3 c
	T12	0,364	21,2 b	9,5 b
	T13	0,485	24,6 a	11,3 a
	sm (±)			0,532
c.v. (%)			6,5	9,5

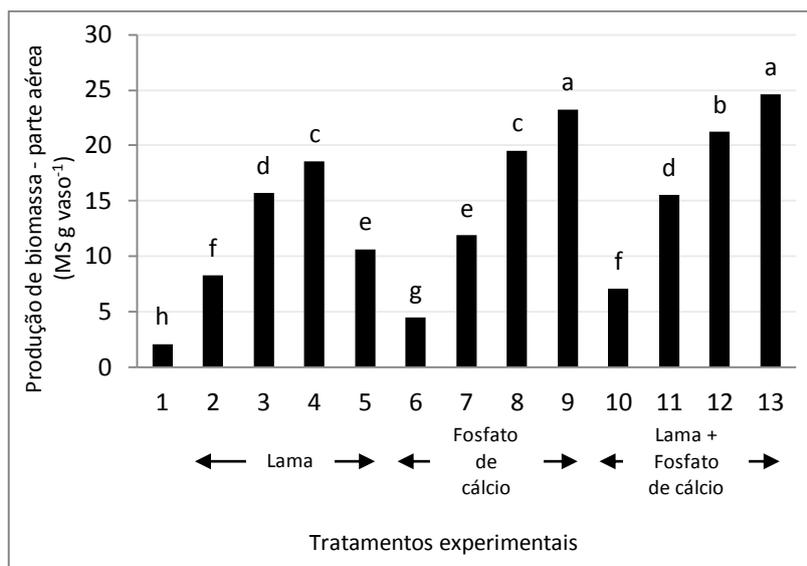
Valores seguidos de letras iguais na mesma coluna não diferem significativamente entre si  $p=0,05$ ; sm – desvio padrão da média; c.v. - coeficiente de variação

**Tabela 7.2** - Tabela resumida das análises de variância relativas à produção de matéria seca da parte aérea e da raiz.

Origem da variação	g.l.	Parte aérea		Raiz	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	1,36 NS	0,1	4,74*	0,9
Tratamentos	12	187,18***	98,8	86,98***	96,9

g.l. – graus de liberdade; F calc. – valor calculado da distribuição de F de Snedecor; % SQ – soma dos quadrados relativa a cada origem de variação \*100/total da soma dos quadrados; NS –  $p>0,05$ ; \* -  $p\leq 0,05$ ; \*\* -  $p\leq 0,01$ ; \*\*\* -  $p\leq 0,001$ .

Verificou-se que os tratamentos experimentais tiveram um efeito altamente significativo ( $p\leq 0,001$ ) na produção de biomassa, quer seja da parte aérea quer da raiz da planta teste. As repetições não apresentaram um efeito significativo ( $p>0,05$ ) na produção de biomassa da parte aérea mas, na raiz tiveram um efeito significativo ( $p\leq 0,05$ ) na diminuição do erro experimental (tabela 7.2).



**Figura 7.1** - Resposta da produção média de biomassa da parte aérea aos tratamentos experimentais.

Na tabela 7.1 e figura 7.1 é notória a resposta da produção de biomassa da parte aérea aos diferentes tratamentos experimentais, verificando-se distintas respostas de produção resultantes da aplicação de fósforo veiculado pelas diferentes formas.

A produção mais baixa foi obtida no tratamento testemunha em que não foi aplicado fósforo quer na forma mineral quer na forma de lama.

Nos tratamentos experimentais em que apenas foi aplicada lama (T2 a T5) ocorreu um aumento significativo na produção até à aplicação de quantidade equivalente a 90 t ha<sup>-1</sup> (T4), verificando-se um decréscimo significativo quando se aplicou a dose mais elevada, que corresponde a 120 t ha<sup>-1</sup> (T5). Esta resposta demonstra a necessidade de estabelecer limites para as quantidades de lama a aplicar ao solo agrícola que deverão ser confirmadas através da realização de ensaios de fertilização com lamas nas diversas culturas em que haja interesse na sua utilização.

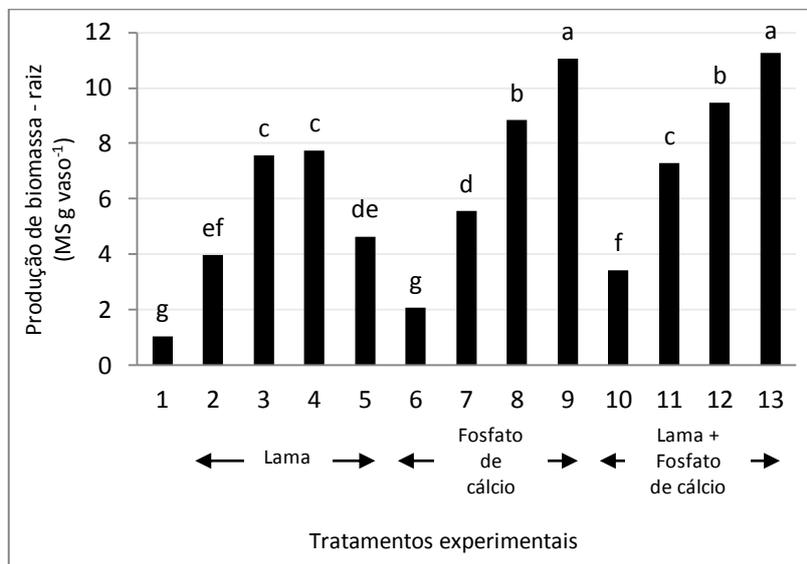
À semelhança do observado por outros autores (nomeadamente Domingues *et al.*, 2003), doses excessivas de lama revelaram efeitos de quebra de produção da cultura teste, o que provavelmente estará associado à presença de agentes de fitotoxicidade que podem ser de diferente natureza. No caso dos autores referidos atribuiu-se o efeito ao elevado teor de zinco na lama estudada e, no caso em estudo, possivelmente terá sido um excesso de azoto amoniacal veiculado pela lama que, na dose mais elevada, poderá ter afetado o desenvolvimento das plantas.

Para os restantes tratamentos experimentais, nos quais foi aplicado fosfato de cálcio (T6 a T9) e a mistura de lama com fosfato de cálcio (T10 a T13), o aumento da produção de biomassa acompanha o aumento das quantidades de fósforo veiculadas pela forma mineral e/ou orgânica.

Pode-se observar, pela tabela 7.1 e figura 7.1, que os tratamentos que receberam as quantidades mais elevadas de fósforo (equivalente a 355 P kg ha<sup>-1</sup>) veiculado pelo fosfato de cálcio (T9) e pela mistura deste com lama (T13) não diferem significativamente entre si, apresentando os resultados mais elevados de produção de biomassa da parte aérea.

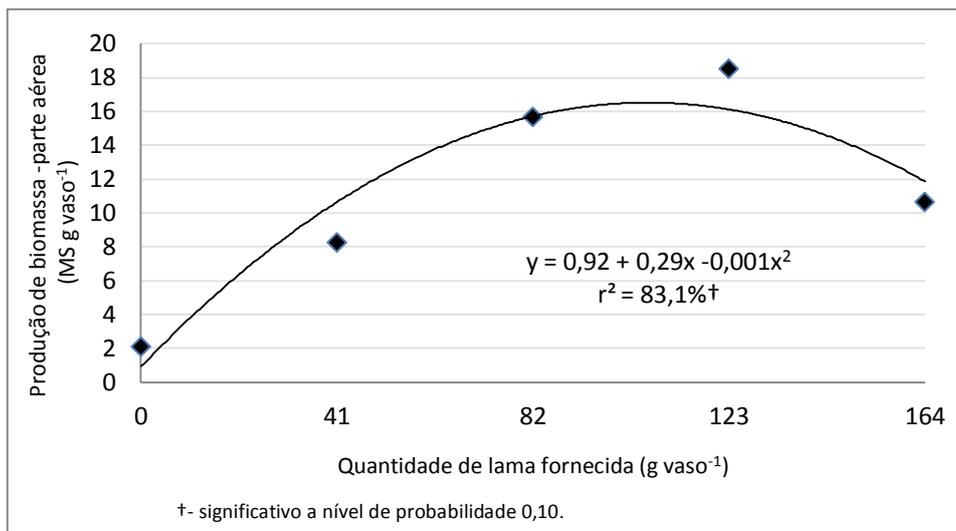
A análise comparativa dos resultados obtidos nos tratamentos experimentais com fósforo veiculado apenas na forma mineral com os obtidos nos tratamentos em que este elemento foi veiculado em partes iguais na forma inorgânica e orgânica (lama), permitem concluir que se poderá substituir parte da adubação mineral fosfatada por lama, sem prejudicar a produção de biomassa.

Relativamente à produção de biomassa radicular (tabela 7.1 e figura 7.2) verifica-se que a resposta aos tratamentos experimentais é idêntica à observada na parte aérea, observando-se também um eventual efeito de toxicidade, com um decréscimo na produção de biomassa de T4 para T5 (aplicação do equivalente a 120 t ha<sup>-1</sup>)



**Figura 7.2** - Resposta da produção média de biomassa da raiz aos tratamentos experimentais.

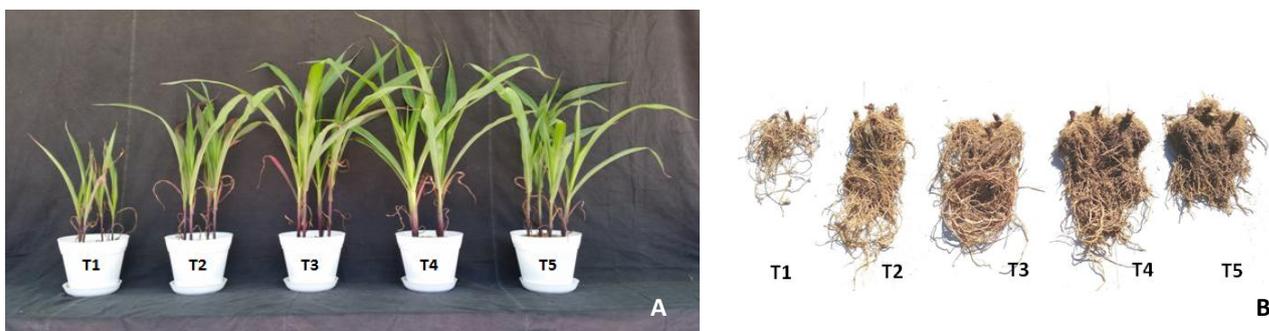
Para os valores médios de produção de biomassa da parte aérea ajustou-se uma equação de regressão em função da quantidade de lama aplicada aos vasos (figura 7.3).



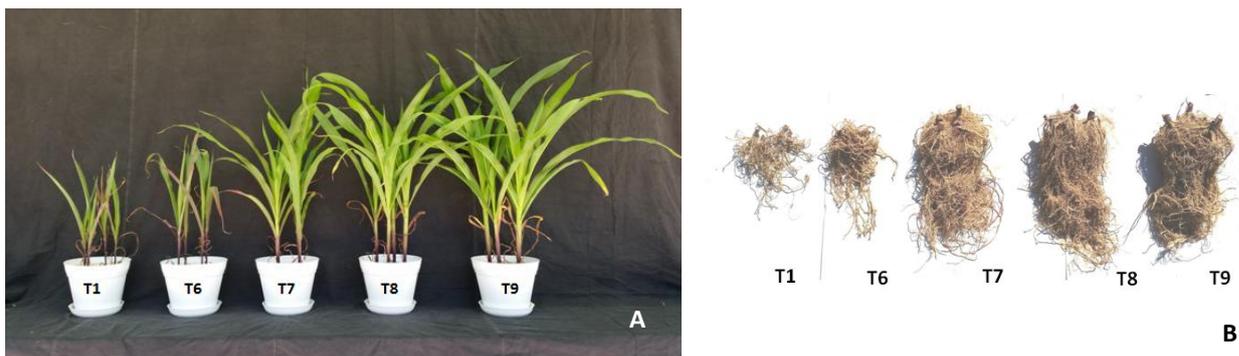
**Figura 7.3** - Resposta da produção média de biomassa da parte aérea à aplicação de quantidades crescentes de lama.

O modelo que melhor se ajusta aos resultados obtidos é uma função polinomial de 2º grau ( $p < 0,10$ ), com um coeficiente de determinação de 83,1%. De acordo com o modelo de regressão estimado, a aplicação de 105g de lamas por vaso, o que corresponde aproximadamente a  $77 \text{ t ha}^{-1}$ , conduziria à obtenção de uma produção máxima de biomassa, nas condições do ensaio.

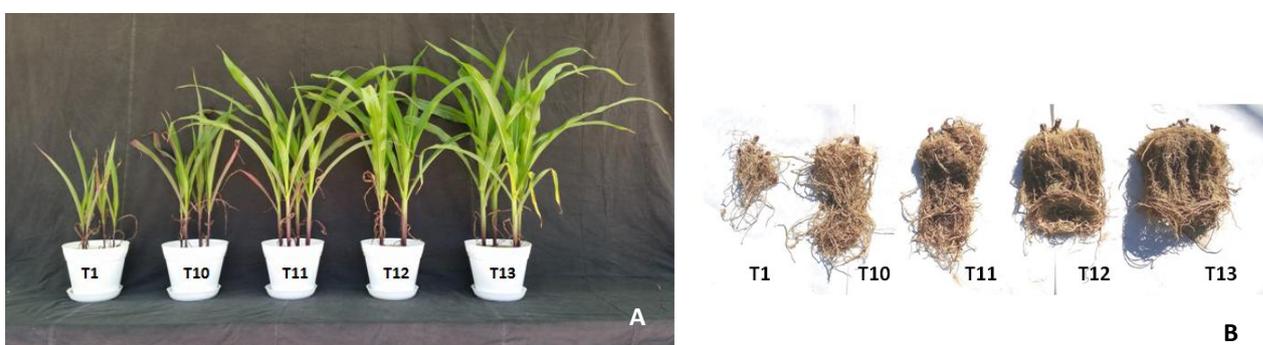
As figuras 7.4 a 7.8 ilustram os resultados obtidos relativamente à produção de biomassa (parte aérea e raiz).



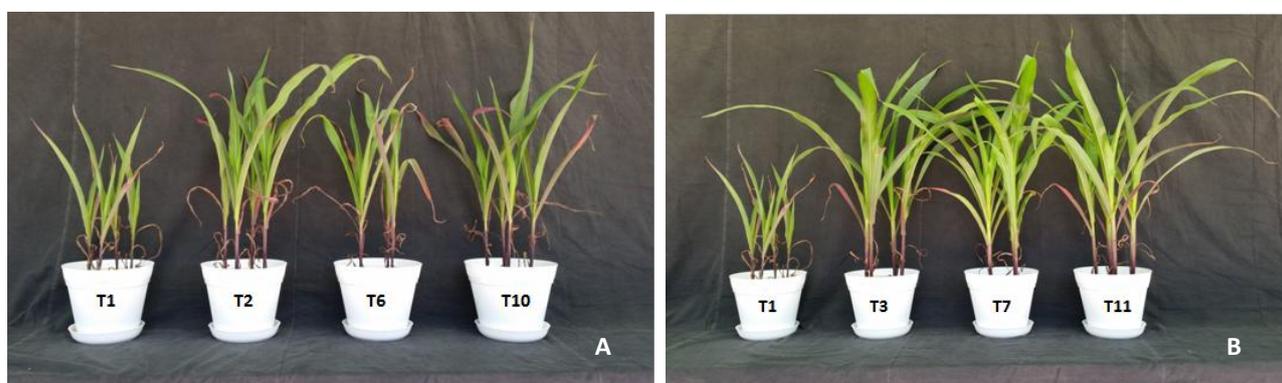
**Figura 7.4** - Produção de biomassa, no final do ensaio, em função da aplicação de quantidades crescentes de lama: A) parte aérea; B) raiz.



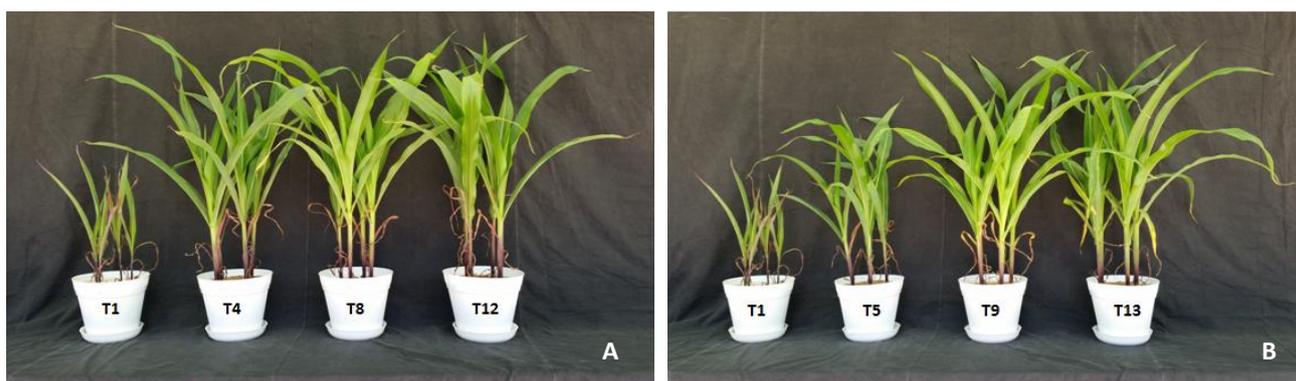
**Figura 7.5** - Produção de biomassa, no final do ensaio, em função da aplicação de quantidades crescentes de fosfato de cálcio: A) parte aérea; B) raiz.



**Figura 7.6** - Produção de biomassa, no final do ensaio, em função da aplicação de quantidades crescentes da mistura lama e fosfato de cálcio: A) parte aérea; B) raiz.



**Figura 7.7** - Comparação da produção de biomassa da parte aérea, no final do ensaio, com a aplicação da mesma quantidade de fósforo veiculado pela lama (T2 e T3), pelo fosfato de cálcio (T6 e T7) e pela mistura de ambos (T10 e T11): A) nível 1 ( $P = 0,121 \text{ g vaso}^{-1}$ ); B) nível 2 ( $P = 0,245 \text{ g vaso}^{-1}$ ).



**Figura 7.8** - Comparação da produção de biomassa da parte aérea, no final do ensaio, com a aplicação da mesma quantidade de fósforo veiculado pela lama (T4 e T5), pelo fosfato de cálcio (T8 e T9) e pela mistura de ambos (T12 e T13): A) nível 3 ( $P = 0,364 \text{ g vaso}^{-1}$ ); B) nível 4 ( $P = 0,485 \text{ g vaso}^{-1}$ ).

## 7.2 Efeitos sobre a fertilidade do solo

Após a colheita da planta teste, recolheram-se amostras de terra dos vasos, correspondentes a todos os tratamentos experimentais e repetições que, depois de devida preparação, se submeteram a análise química, a fim de avaliar o efeito dos tratamentos experimentais sobre algumas características da terra.

Os resultados obtidos na análise dos diversos parâmetros de fertilidade da terra foram interpretados com base nos critérios de classificação referidos no manual de fertilização das culturas (LQARS, 2006).

### 7.2.1 Fósforo

Os resultados médios, por tratamento experimental, da determinação do **fósforo** extraível na terra recorrendo ao método de Egnér-Riehm (ER) e ao método de extração aquosa, apresentam-se na tabela 7.3. Na tabela II.3 do anexo II indicam-se os resultados obtidos por tratamento experimental e por repetição. As respetivas análises de variância constam de forma resumida na tabela 7.4 e de forma mais completa na tabela III.3 do anexo III.

**Tabela 7.3** - Teores médios de fósforo extraível na terra, obtidos pelos métodos Egnér-Riehm (ER) e extração aquosa, no final do ensaio.

Tratamentos experimentais		Fósforo aplicado (P, g vaso <sup>-1</sup> )	P ext (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> mg kg <sup>-1</sup> )	
			Método ER	Método extração aquosa
∅	T1	0,000	20,67g	0,23g
	T2	0,121	49,67f	0,53fg
Lama	T3	0,245	71,33e	1,33efg
	T4	0,364	116,33c	3,13cde
	T5	0,485	163,67a	2,7cdef
Fosfato de cálcio	T6	0,121	51,67f	0,73fg
	T7	0,245	87,67d	2,27defg
	T8	0,364	116,33c	4,83bc
	T9	0,485	133,33b	7,60a
Lama e fosfato de cálcio	T10	0,121	51,67f	1,00efg
	T11	0,245	83,33de	3,03cde
	T12	0,364	117,67c	3,77cd
	T13	0,485	147,67b	6,63ab
s <sub>m</sub> (±)			4,933	0,689
c.v. (%)			9,2	41,1

Valores seguidos de letras iguais na mesma coluna não diferem significativamente entre si (p=0,05); sm – desvio padrão da média; c.v.- coeficiente de variação; ext. – extraível; ER – método de Egnér-Riehm.

**Tabela 7.4** - Tabela resumida da análise de variância relativa ao fósforo extraível pelos dois métodos.

Origem da variação	g.l.	P (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )			
		E.R.		Ext. Aquosa	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	0,89ns	0,2	0,58ns	0,7
Tratamentos	12	76,78***	97,3	11,31***	84,4

g.l. – graus de liberdade; F calc. – valor calculado da distribuição de F de Snedecor; % SQ – soma dos quadrados relativa a cada origem de variação x 100 / total da soma dos quadrados; ns – p>0,05; \* -p<0,05; \*\* - p<0,01; \*\*\* - p<0,001.

Com base nos resultados apresentados na tabela 7.3 e na tabela 7.4, verifica-se que o teor de fósforo extraído pelo método de Egnér-Riehm sofreu um aumento altamente significativo (p<0,001) com a aplicação de quantidades crescentes do nutriente veiculado pela lama e/ou fosfato de cálcio, tendo sido os tratamentos experimentais responsáveis por 97,3% da variação total observada.

Houve, igualmente um efeito altamente significativo dos tratamentos experimentais (p<0,001) sobre o teor de fósforo determinado pelo método de extração aquosa, sendo estes responsáveis por 84,4% da variação total observada (tabela 7.4).

Existe uma grande diferença nos valores obtidos pelos dois métodos devido à solução extrativa utilizada em cada um. O método com extração aquosa permite apreciar os elementos facilmente disponíveis para a planta (factor intensidade) ou seja, são esperados valores mais baixos pois o que se deteta é apenas a concentração do elemento que está dissolvido na solução do solo. Vários autores referem que este método constitui um bom indicador do fósforo biodisponível e que se apresenta bem correlacionado com a resposta

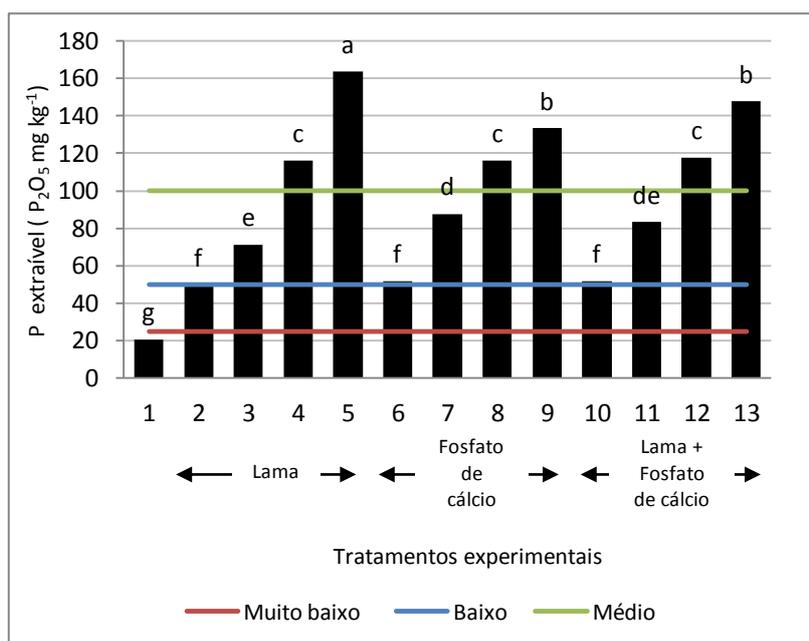
do desenvolvimento da planta (Thompson, 1960; Paauw, 1971; Sorn-Srivichai *et al.*, 1988; Ryser *et al.*, 1995).

O fósforo determinado por métodos que usam soluções extrativas mais fortes, como o de Egnér-Rhiem, encontra-se principalmente retido nas partículas do solo, não estando tão facilmente disponível para as plantas (factor Quantidade) mas encontrando-se em equilíbrio com os iões da solução do solo e representando melhor a quantidade de fósforo que ficará acessível às plantas a mais longo prazo (Ryser *et al.*, 1995; Coutinho, 1989; Brady & Weil, 2002).

▪ **Método de Egnér-Riehm**

Neste método a extração é feita por uma solução de lactato de amónio 0,1N e ácido acético 0,4N, tamponizada a pH compreendido entre 3,65 e 3,75 (Egnér *et al.*, 1960).

Analisando os valores de fósforo extraído por este método (figura 7.9), verificou-se que os seus teores aumentaram significativamente ( $p=0,05$ ) no solo, em resposta à aplicação de quantidades crescentes de fósforo veiculado pelas diferentes fontes consideradas no estudo. A testemunha apresentou valores muito baixos dado que o solo, como já foi referido (tabela 6.1), é pobre neste elemento.



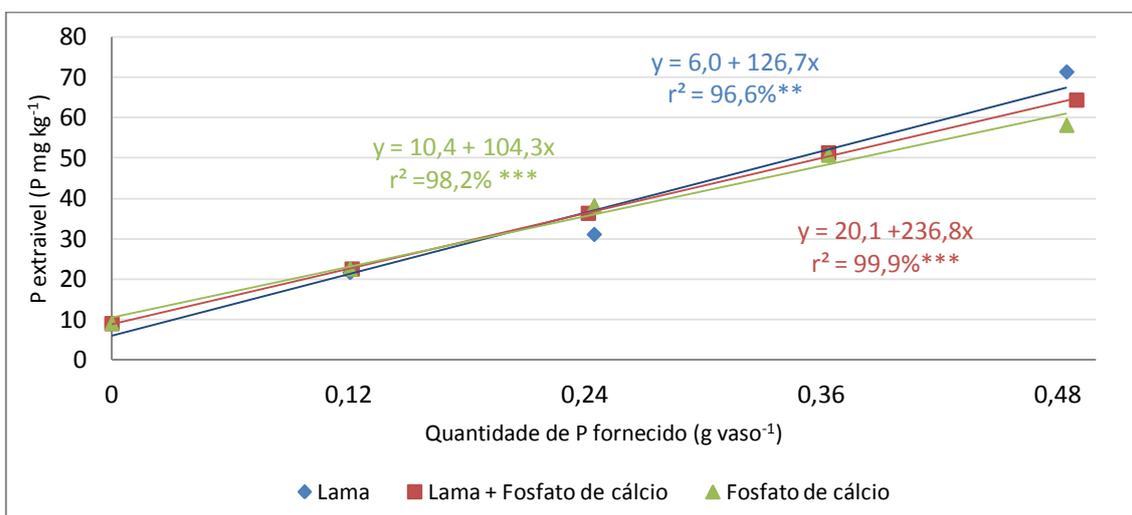
**Figura 7.9** - Quantidade de fósforo extraível (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mg kg<sup>-1</sup>) pelo método de ER, obtida em cada tratamento experimental, no final do ensaio.

Nos tratamentos experimentais em que foram adicionados cerca de 0,12 g de P por vaso (T2, T6 e T10) e 0,25 g de P por vaso (T3, T7 e T11) na forma mineral e/ou orgânica, os teores de fósforo extraídos sofreram um aumento, registando valores considerados *médios* (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 51-100 mg kg<sup>-1</sup>), enquanto que naqueles em que foram aplicadas as doses mais elevadas de fósforo, 0,37 g de P por vaso (T4, T8, T12) e 0,49 g de P por vaso (T5, T9, T13), os resultados

obtidos mostram níveis de fósforo que se podem classificar como *altos* ( $P_2O_5 = 101-200 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Os tratamentos experimentais correspondentes à dose mais elevada de fósforo veiculada pela lama (T5) e pela mistura de lama com fosfato de cálcio (T13) apresentaram teores de fósforo doseados pelo método de Egnér-Rhiem significativamente ( $p=0,05$ ) mais elevados. Estes resultados poderão, em parte, estar relacionados com uma menor absorção por parte das plantas que, no tratamento experimental T5, tiveram um menor desenvolvimento. Já em T13, a explicação poderá estar associada ao facto de a mistura da matéria orgânica com o adubo mineral permitir uma maior disponibilidade de fósforo. Com efeito, sabe-se que, a matéria orgânica tem a capacidade de impedir a adsorção do fósforo pelas partículas do solo, através de vários mecanismos (Brady & Weil, 2002).

A figura 7.10 mostra um aumento médio linear do teor de P do solo, extraído pelo método ER, com a adição de níveis crescentes do elemento veiculado através da lama, do fosfato de cálcio e da mistura de ambos.



**Figura 7.10** - Resposta da quantidade de fósforo extraído pelo método de ER ( $P \text{ mg kg}^{-1}$ ), à aplicação de quantidades crescentes de fósforo ( $\text{g vaso}^{-1}$ ).

Todas as funções ajustadas possuem elevados coeficientes de determinação e são todas significativas ( $p \leq 0,01$ ).

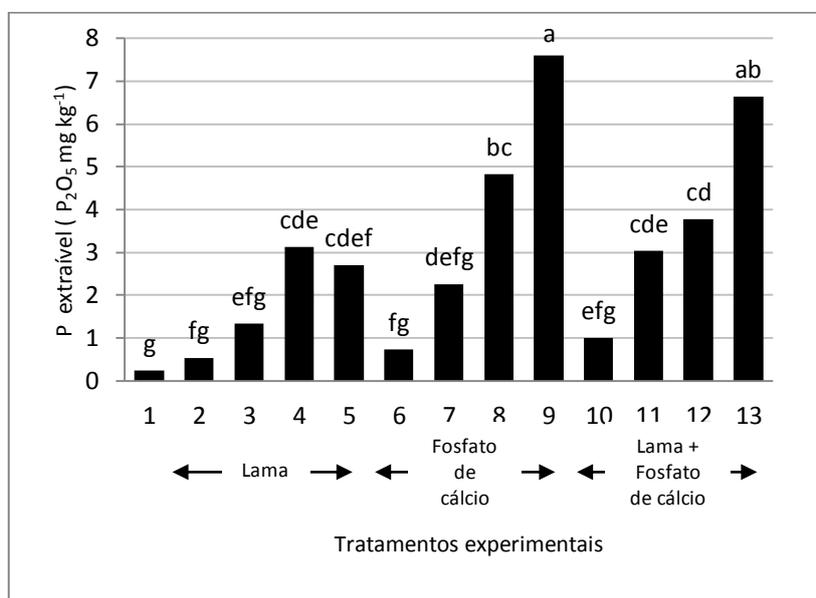
De notar que o aumento do teor de fósforo no solo, extraído pelo método ER e verificado no final do estudo realizado, se mostrou independente da forma como o elemento foi veiculado para o solo, no caso da lama e da lama com fosfato de cálcio, mostrando menor disponibilidade do nutriente para a planta teste, ao longo do ensaio. O mesmo não se verificou, no caso da aplicação de fósforo mineral que, como seria de esperar, conduziu a níveis mais baixos do nutriente no solo, no final do ensaio, mostrando, assim, maior absorção pela planta teste decorrente da sua maior disponibilidade.

▪ **Método de extração com água**

Este método utiliza como solução extratante a água, na proporção terra: água 1:5 p/v., retirando apenas o fósforo que se encontra na solução do solo, como já foi referido anteriormente.

A figura 7.11 mostra os teores de fósforo do solo, extraídos por este método no final do ensaio de acordo com os tratamentos experimentais considerados.

Considerando que o fósforo extraído por este método representa apenas a quantidade do nutriente que se encontra na solução do solo e, por isso, completamente disponível para as plantas, os resultados obtidos estão de acordo com este pressuposto, uma vez que os teores mais elevados de fósforo no solo, no final do ensaio, se verificaram nos tratamentos experimentais em que o nutriente, no todo ou em parte, foi aplicado na forma mineral.



**Figura 7.11** - Quantidade de fósforo extraído (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mg kg<sup>-1</sup>) pelo método de extração em água por tratamento experimental, obtida no final do ensaio.

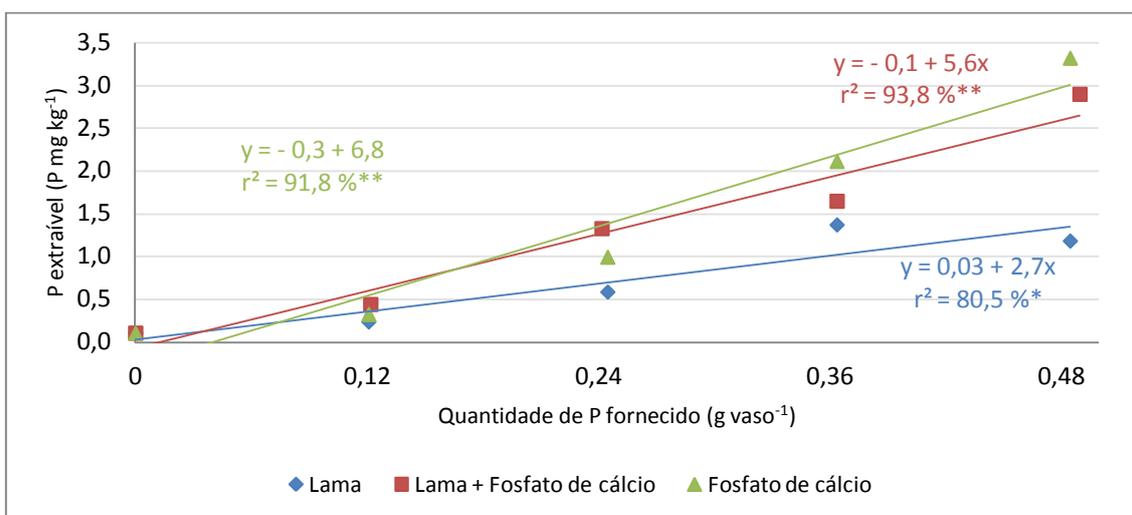
É também de referir que, pelo método de extração em água e como seria de esperar, se registaram valores muito inferiores aos observados na extração pelo método de ER, embora os valores de fósforo extraível tenham aumentado significativamente ( $p=0,05$ ) com a aplicação de quantidades crescentes do elemento veiculado pela aplicação de lama, fosfato de cálcio ou pela mistura de lama com esse sal.

Contrariamente ao método de ER, pode-se verificar que, utilizando a extração do elemento através da água, para a quantidade máxima de fósforo fornecido ao solo, o tratamento experimental que veicula o fósforo através da aplicação de fosfato de cálcio originou a maior quantidade P extraível (7,60 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mg kg<sup>-1</sup>), embora sem diferença significativa ( $p=0,05$ ) do observado com a mesma quantidade de fósforo veiculada através da mistura das formas

orgânica e mineral ( $6,63 \text{ P}_2\text{O}_5 \text{ mg kg}^{-1}$ ). A quantidade de fósforo disponível através da aplicação de lama mostrou-se bastante inferior aos outros dois tipos de tratamentos experimentais.

Tal como no caso do fósforo ER, a adição de níveis crescentes do elemento, veiculado através da lama, do fosfato de cálcio ou da mistura de ambos, deu origem a um aumento médio linear do teor de P do solo, no final do ensaio (figura 7.12).

Ao contrário do verificado com o P extraído pelo método Egnér-Riehm, os valores estimados através das funções ajustadas são bastante diferentes, para a mesma quantidade do nutriente aplicado, confirmando a menor disponibilidade do nutriente no solo se aplicado através da lama.



**Figura 7.12** - Resposta da quantidade de fósforo extraído pelo método de extração em água ( $\text{P mg kg}^{-1}$ ), à aplicação de quantidades crescentes de fósforo ( $\text{g vaso}^{-1}$ ).

Os acréscimos muito pequenos nos teores de fósforo extraído em água pela aplicação de lama poderão derivar de o fósforo precipitar em presença do cálcio presente na lama, formando fosfatos bicálcicos ( $\text{CaHPO}_4$ ) e tricálcicos ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) que, sendo formas insolúveis, não são extraídas pela água nem absorvidos pelas plantas (Sousa, 2005; Santos, 2015).

Por outro lado, sabe-se que as lamas de ETAR podem conter quantidades elevadas de fósforo total que se encontra sobretudo na forma orgânica e que, gradualmente, vai ficando disponível, à medida que se vai processando a mineralização. Por este facto, é conveniente que as lamas sejam aplicadas atempadamente, de modo a que se possa aumentar a sua eficácia no fornecimento de nutrientes à cultura (Soveral-Dias, 2004).

### 7.2.2 Outros parâmetros do solo analisados

Além do fósforo, foram avaliados os efeitos dos tratamentos experimentais sobre outras características do solo, apresentando-se apenas as que se consideram mais importantes, tendo em conta o objetivo do estudo.

Na tabela II.3 do anexo II apresentam-se os resultados das análises de terra efetuadas no final do ensaio, por tratamento e repetição. Os valores médios por tratamento experimental são indicados na tabela 7.5, assim como os desvios padrão da média e os respectivos coeficientes de variação. As análises de variância relativas ao efeito dos fatores considerados sobre os parâmetros analisados apresentam-se na tabela III.4 do anexo III, e de forma resumida na tabela 7.6.

**Tabela 7.5** - Níveis médios de matéria orgânica (MO), reação do solo (pH) e condutividade elétrica (CE) do solo, no final do ensaio.

Tratamentos experimentais		Fósforo aplicado (P, g vaso <sup>-1</sup> )	MO (%)	pH(H <sub>2</sub> O)	CE (mS cm <sup>-1</sup> )
Ø	T1	0,000	0,47 cde	4,3 i	0,63 ab
Lama	T2	0,121	0,52 abcd	4,7 f	0,55 bc
	T3	0,245	0,55abc	5,6 d	0,54 bc
	T4	0,364	0,57ab	6,5 b	0,52 bc
	T5	0,485	0,58 a	6,8 a	0,73 a
Fosfato de cálcio	T6	0,121	0,48 bcde	4,3 i	0,45 cd
	T7	0,245	0,45 de	4,5 gh	0,14 e
	T8	0,364	0,48 bcde	4,6 fg	0,12 e
	T9	0,485	0,42 e	4,6 fg	0,11 e
Lama e fosfato de cálcio	T10	0,121	0,48 bcde	4,4 hi	0,45 cd
	T11	0,245	0,57 ab	5,2 e	0,33 d
	T12	0,364	0,52 abcd	5,6 d	0,38 d
	T13	0,485	0,57 ab	6,0 c	0,34 d
sm (±)			0,029	0,045	0,042
c.v. (%)			9,9	1,5	17,8

Valores seguidos de letras iguais na mesma coluna não diferem significativamente entre si p=0,05; sm – desvio padrão da média; c.v.- coeficiente de variação; CE – Condutividade elétrica.

**Tabela 7.6** - Tabela resumida da análise de variância relativa a diversos parâmetros do solo, no final do ensaio.

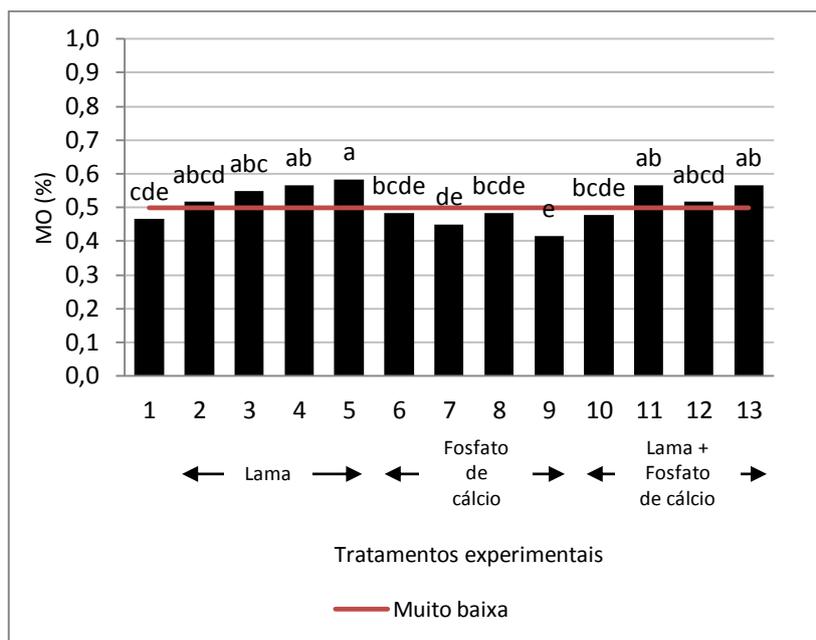
Origem da variação	g.l.	MO		pH		CE	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	0,37 ns	1,1	1,64 ns	0,1	1,52 ns	1,0
Tratamentos	12	3,28 **	61,4	359,68 ***	99,4	21,94 ***	90,7

g.l. – graus de liberdade; F calc. – valor calculado da distribuição de F de Snedecor; % SQ – soma dos quadrados relativa a cada origem de variação \*100/total da soma dos quadrados; ns – p>0,05; \* - p≤0,05; \*\* - p≤0,01; \*\*\* - p≤0,001.

#### ▪ Matéria orgânica

Registou-se um efeito muito significativo (p≤0,01) dos tratamentos experimentais sobre o teor de matéria orgânica do solo, após o corte da cultura (tabela 7.6) sendo estes responsáveis por 61,4% da variação total observada.

Observou-se um enriquecimento significativo (p≤0,05) do solo em MO, embora ligeiro, em resposta à aplicação de níveis crescentes de lama, embora se tenha mantido na classe *muito baixa*, em todos os tratamentos experimentais (figura 7.13).



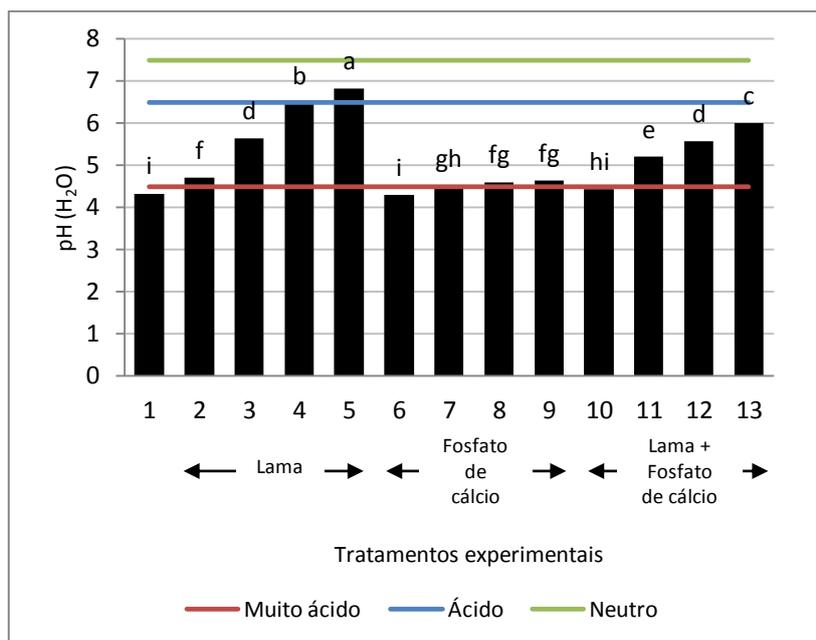
**Figura 7.13** - Teores de matéria orgânica, no solo, por tratamento experimental, no final do ensaio.

O solo apresentava, inicialmente, um valor *muito baixa* de matéria orgânica (0,3%) e, após o cultivo do milho, registaram-se valores ligeiramente mais elevados nos tratamentos em que o fósforo foi veiculado pela lama ou pela mistura de lama com fosfato de cálcio, com pequenos acréscimos resultantes da aplicação de doses mais elevadas, alcançando a classe de fertilidade *baixa*.

Nos tratamentos experimentais que não receberam lama, tal como seria de esperar, não ocorreu alteração significativa ( $p=0,05$ ) dos teores de matéria orgânica do solo.

#### ▪ Reação do solo

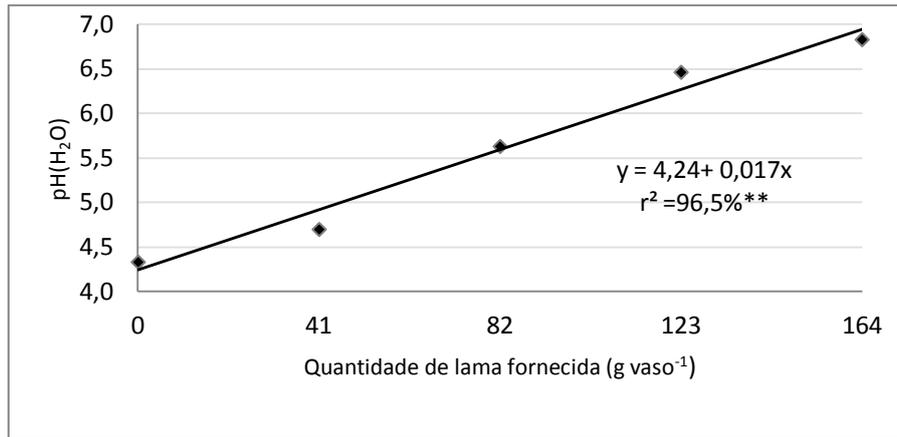
Na reação do solo, expressa pelo **pH** ( $H_2O$ ), registaram-se efeitos altamente significativos ( $p \leq 0,001$ ) dos tratamentos experimentais, sendo estes responsáveis por 99,4% da variação total observada (tabela 7.6 e figura 7.14).



**Figura 7.14** - Reação do solo, por tratamento experimental, no final do ensaio.

Relembra-se que a terra utilizada no ensaio apresentava inicialmente uma reação ácida ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 5,4$ ) e a lama um pH de 12. Nos tratamentos experimentais que não receberam lama, registou-se uma redução nos valores de  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ , após o corte da planta teste, o que poderá estar relacionado com um efeito acidificante provocado pela adição de sais na adubação mineral de base efetuada e, também, pela própria planta cujas raízes libertam ácidos orgânicos capazes de acidificar o solo na zona radicular, estando este efeito muito dependente do poder tampão do solo (Mengel & Kirkby, 2001) que, como referido era muito baixo.

Nos tratamentos experimentais em que foi adicionado fosfato de cálcio (T6 a T9), verificou-se apenas um ligeiro acréscimo nos valores de  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ , mantendo-se o solo com reação *ácida* ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 4,6$  no nível mais elevado de fosfato de cálcio adicionado). Nos tratamentos experimentais em que a aplicação de fósforo foi feita na forma mineral e de lama, a correção da acidez do solo verificada foi menos eficaz do que a verificada com a adição unicamente de lama ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 6,8$  no nível mais elevado) onde a terra passou a ter reação *pouco ácida* ou *neutra* (T5) (tabela 7.5 e figura 7.14). Na figura 7.15 é possível observar a curva de resposta do  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  da terra à aplicação de quantidades crescentes de lama. O modelo que melhor se ajusta aos resultados obtidos é uma regressão linear, muito significativa ( $p \leq 0,01$ ), com um coeficiente de determinação de 96,5%, demonstrando o poder alcalinizante de lamas de ETAR já referido por vários autores (Kahiluto *et al.*, 2015; Santos, 2005; Sullivan, 2015; Milieu Ltd *et al.*, 2008; Evans, 2011). De notar que apresentando o solo da testemunha uma reação *muito ácida* ( $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) = 4,3$ ), a aplicação da quantidade máxima de lama (T5), conduziu a um valor de  $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  de 6,8 (solo de reação *neutra*).

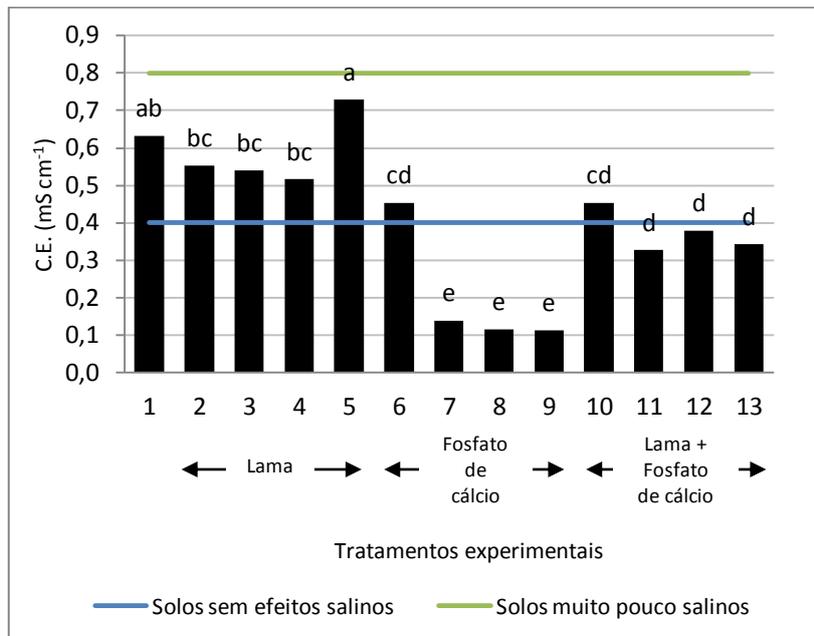


**Figura 7.15** - Resposta do pH (H<sub>2</sub>O) da terra à aplicação de quantidades crescentes de lama.

Refira-se que, em termos agronômicos, o conhecimento do valor do pH do solo é muito importante, dado que influencia o comportamento dos nutrientes no solo, bem como a atividade de muitos microrganismos que intervêm em processos fundamentais, relacionados com a sua disponibilidade para as culturas e capacidade de absorção destas.

#### ▪ Condutividade elétrica

Relativamente ao teor de sais no solo (figura 7.16), que é avaliado através da **condutividade elétrica**, os tratamentos experimentais promoveram alterações que, embora altamente significativas ( $p \leq 0,001$ ), não têm significado agronómico (tabela 7.6).



**Figura 7.16** - Condutividade eléctrica do solo, por tratamento experimental, no final do ensaio.

Os valores de condutividade elétrica mais elevados foram observados, no final do ensaio, nos tratamentos experimentais que veicularam o fósforo através da lama, embora o solo se tenha mantido dentro da classificação de *solo muito pouco salinos* (figura 7.16). No entanto, com a aplicação de lamas ao solo agrícola, dever-se-á ter sempre em atenção o valor deste parâmetro do solo, em particular se as quantidades aplicadas forem muito elevadas.

#### ▪ Metais pesados

Na tabela 7.7 apresentam-se os teores médios de metais pesados avaliados no solo dos vasos, por tratamento experimental, após o corte da planta teste. A análise de variância relativa ao efeito dos tratamentos experimentais sobre os teores dos diversos elementos, permitiu observar que aqueles não constituíram fator de variação significativo ( $p > 0,05$ ) dos teores dos metais pesados avaliados no estudo (tabela 7.8).

No Decreto-Lei que estabelece o regime jurídico da utilização agrícola de lamas de depuração (DL 276/2009, de 2 de Outubro) vem referida a obrigatoriedade de análise dos metais pesados nos solos receptores de lamas, não podendo esses ultrapassar os valores limites que constam na tabela 2.5.

**Tabela 7.7** - Teores de metais pesados no solo após o corte da planta teste.

Tratamentos experimentais		Fósforo aplicado (P, g vaso <sup>-1</sup> )	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Cr	Cd
		mg kg <sup>-1</sup>							
∅	T1	0,000	11,33	1,67	2,43	9,30	0,05	1,70	<0,05
	T2	0,121	11,67	1,67	2,40	7,13	0,06	1,80	<0,05
Lama	T3	0,245	11,00	1,73	2,43	7,90	0,07	1,97	<0,05
	T4	0,364	12,00	1,90	2,40	9,63	0,08	1,97	<0,05
	T5	0,485	11,67	1,77	2,47	10,13	0,07	1,83	<0,05
	T6	0,121	11,67	1,57	2,53	6,97	0,05	1,80	<0,05
Fosfato de cálcio	T7	0,245	11,33	1,57	2,50	5,73	0,06	2,13	<0,05
	T8	0,364	13,00	1,77	2,73	7,43	0,05	2,10	<0,05
	T9	0,485	11,67	1,60	2,50	6,10	0,04	1,80	<0,05
	T10	0,121	12,67	1,57	2,87	7,10	0,06	1,93	<0,05
Lama e fosfato de cálcio	T11	0,245	10,67	1,33	2,33	6,07	0,05	1,70	<0,05
	T12	0,364	11,67	1,63	2,57	7,00	0,06	1,83	<0,05
	T13	0,485	9,67	1,33	2,30	5,73	0,06	1,57	<0,05
	sm (±)		0,609	0,163	0,126	1,010	0,045	0,185	-
c.v. (%)		9,1	17,4	8,7	23,6	21,6	17,3	-	

Resultados expressos na matéria seca a 100-105°C; sm – desvio padrão da média; c.v. – coeficiente de variação.

**Tabela 7.8** - Tabela resumida das análises de variância relativas aos metais pesados no solo.

Origem da variação	g.l.	Cu		Ni		Pb	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	0,90ns	3,7	0,04ns	0,2	0,52ns	2,4
Tratamentos	12	1,88ns	46,6	0,98ns	32,8	1,53ns	42,3
Origem da variação	g.l.	Zn		Hg		Cr	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	0,78ns	3,1	0,71ns	0	0,48ns	2,8
Tratamentos	12	2,11ns	49,8	2,16ns	50,4	0,75ns	26,6

g.l. – grau de liberdade; F calc. – valor calculado da distribuição de F de Snedecor; % SQ – soma dos quadrados relativa a cada origem de variação \*100/total da soma dos quadrados; ns –  $p > 0,05$ .

Observa-se para todos os tratamentos experimentais, no final do ensaio, os valores de concentração de todos os metais pesados no solo são muito inferiores aos limites apresentados na supracitada legislação (tabela 7.7 e tabela 2.5). Assim, dado que a concentração de metais pesados existentes na lama era muito baixa, os resultados obtidos correspondem ao esperado, mostrando que a sua aplicação ao solo agrícola não traria problemas de contaminação com estes elementos.

### 7.3 Efeitos sobre o estado nutritivo da planta teste

A composição química média da biomassa da parte aérea do milho, correspondente aos diferentes tratamentos experimentais do ensaio, consta na tabela 7.9 e na tabela 7.10 a respectiva análise de variância encontra-se resumida na tabela 7.11, apresentando-se os resultados por tratamento experimental e repetição na tabela II.4 do anexo II.

A análise incidiu sobre os macronutrientes (azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) e micronutrientes (ferro, manganês, zinco, cobre e boro), todos expressos em relação à matéria seca. Dado o objetivo do estudo, aprofundaram-se alguns aspetos relativos ao fósforo.

**Tabela 7.9** - Composição química média da biomassa – Macronutrientes.

Tratamentos experimentais		Fósforo aplicado (P, g vaso <sup>-1</sup> )	N	P	K	Ca	Mg	S
			% na MS					
Ø	T1	0	4,83 a	0,09 e	4,37 a	0,12 h	0,31 ab	0,28 a
Lama	T2	0,121	3,53 bc	0,12 cd	3,33 b	0,52 e	0,21 ef	0,15 ef
	T3	0,245	3,03 de	0,11 d	2,27 e	0,74 c	0,29 bcd	0,14 fg
	T4	0,364	2,83 ef	0,12 cd	2,03 f	0,80 b	0,29 abc	0,15 ef
	T5	0,485	3,83 b	0,14 ab	2,87 c	1,06 a	0,26 d	0,17 cdef
Fosfato de cálcio	T6	0,121	3,33 cd	0,09 e	4,37 a	0,18 h	0,22 e	0,18 cde
	T7	0,245	2,46 fg	0,10 de	2,53 d	0,25 g	0,22 ef	0,19 bcd
	T8	0,364	1,83 h	0,11 d	1,63 gh	0,26 g	0,23 e	0,19 bc
	T9	0,485	1,57 h	0,15 a	1,43 hi	0,25 g	0,22 e	0,22 b
Lama e fosfato de cálcio	T10	0,121	3,30 cd	0,10 de	3,37 b	0,40 f	0,19 f	0,16 def
	T11	0,245	2,70 efg	0,11 d	2,33 de	0,55 e	0,27 cd	0,12 g
	T12	0,364	2,37 g	0,11 d	1,67 g	0,56 e	0,29 abc	0,15 efg
	T13	0,485	2,33 g	0,13 bc	1,40 i	0,66 e	0,32 a	0,15 efg
sm (±)			0,134	0,005	0,074	0,021	0,009	0,011
c.v. (%)			7,9	7,9	5,0	7,5	6,1	10,7

Teores baixos na planta, N <3,5%; P < 0,3%; K <2,5%; Ca <0,3%; S <0,15%. Resultados expressos na matéria seca a 100-105°C; sm – desvio padrão da média; c.v. – coeficiente de variação; Resultados experimentais, na coluna, seguidos de letras iguais não diferem significativamente entre si (p=0,05).

**Tabela 7.10** - Composição química média da biomassa – Micronutrientes.

Tratamentos experimentais		Fósforo aplicado (P, g vaso <sup>-1</sup> )	Fe	Mn	Zn	Cu	B
			mg kg <sup>-1</sup>				
∅	T1	0,000	64 a	437 a	228 b	21 a	80 a
	T2	0,121	44 cd	204 e	243 a	8 d	48 bc
Lama	T3	0,245	42 cd	171 ef	148 cd	10 cd	41 bcd
	T4	0,364	44 cd	107 gh	77 e	10 bcd	34 cd
	T5	0,485	55 b	97 h	71 e	10 cd	45 bc
Fosfato de cálcio	T6	0,121	45 c	326 bc	206 bc	13 b	55 b
	T7	0,245	39 cd	352 b	203 bc	10 cd	45 bc
	T8	0,364	38 cd	271 cd	184 bc	10 bcd	37 cd
	T9	0,485	35 d	219 de	142 cd	8 d	24 d
Lama e fosfato de cálcio	T10	0,121	41 cd	205 e	209 bc	12 bc	45 bc
	T11	0,245	39 cd	202 e	199 bc	10 cd	35 cd
	T12	0,364	40 cd	162 efg	117 de	11 bcd	34 cd
	T13	0,485	44 cd	132 fgh	90 de	12 bc	34 cd
sm (±)			2,74	19,211	20,534	1,033	5,117
c.v. (%)			7,9	15,0	21,9	16,2	20,7

Teores baixos na planta, Fe < 50 mg kg<sup>-1</sup>; Teores altos na planta, Mn > 300 mg kg<sup>-1</sup>; Zn > 60 mg kg<sup>-1</sup>; Cu > 20 mg kg<sup>-1</sup>; B > 25 mg kg<sup>-1</sup>. Resultados expressos na matéria seca a 100-105°C; sm – desvio padrão da média; c.v. – coeficiente de variação; Resultados experimentais, na coluna, seguidos de letras iguais não diferem significativamente entre si (p=0,05).

**Tabela 7.11** - Tabela resumida da análise de variância relativa à composição química do milho.

Origem da variação	g.l.	N		P		K	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	2,66ns	1	0,42ns	0,5	6,89*	0,6
Tratamentos	12	42,69***	94,6	11,79***	85,1	191,20***	98,4

Origem da variação	g.l.	Ca		Mg		S	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	2,39ns	0,2	0,95ns	0,7	0,96ns	1
Tratamentos	12	175,53***	98,7	20,88***	90,6	14,53***	87,1

Origem da variação	g.l.	Fe		Mn		Zn	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	1,90 ns	3,8	0,64 ns	0,4	1,45 ns	2,3
Tratamentos	12	6,14***	73,3	27,20***	92,8	8,31***	78,8

Origem da variação	g.l.	Cu		B	
		F calc.	% SQ	F calc.	% SQ
Repetição	2	2,00 ns	2,6	0,06 ns	0,1
Tratamentos	12	10,51***	81,8	7,07***	77,9

g.l. – graus de liberdade; F calc. – valor calculado da distribuição de F de Snedecor; % SQ – soma dos quadrados relativa a cada origem de variação \*100/total da soma dos quadrados; ns – p>0,05; \* - p≤0,05; \*\* - p≤0,01; \*\*\* - p≤0,001.

De acordo com a tabela 7.11 pode-se verificar que os tratamentos experimentais exerceram um efeito altamente significativo (p≤0,001) sobre todos parâmetros analisados.

Embora se tenha tido a preocupação de aplicar soluções nutritivas de forma a proporcionar as melhores condições nutricionais às plantas, os teores foliares de alguns nutrientes analisados, quando comparados com os referidos por Jones *et al.* (1991), parecem situar-se em níveis

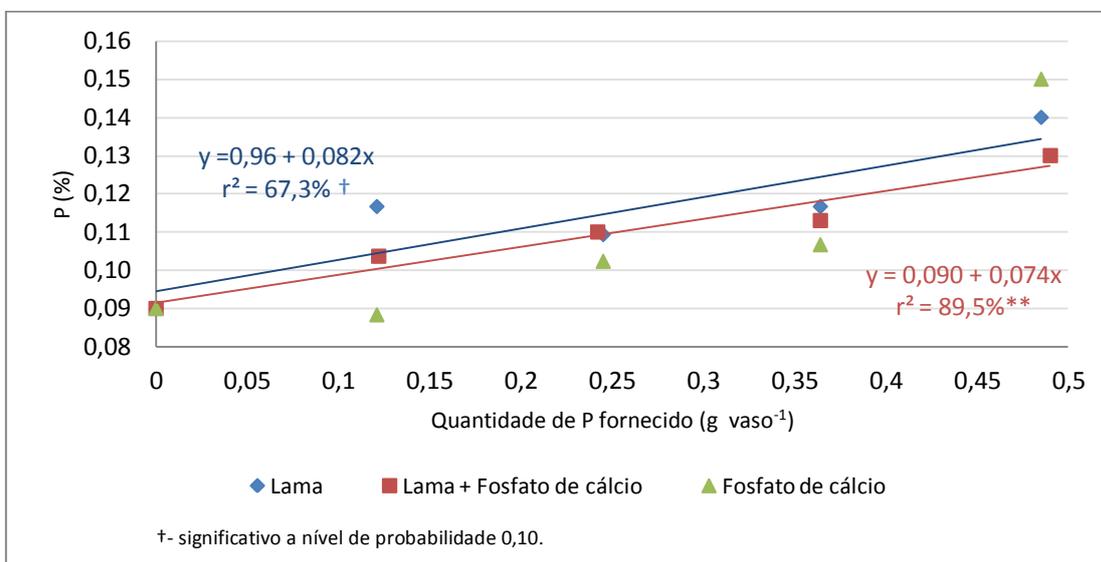
insuficientes, menos adequados ao normal desenvolvimento das plantas, mas sem, contudo, comprometerem os objetivos do estudo realizado. Em futuras investigações desta natureza, com solos e plantas análogos, convirá reforçar as doses de nutrientes a aplicar.

### 7.3.1 Fósforo

O **fósforo** é um elemento essencial sendo o que, a seguir ao azoto, mais frequentemente limita a produção vegetal. Este nutriente faz parte da estrutura de enzimas, proteínas, ácidos nucleicos e fosfolípidos, tendo um papel determinante na acumulação e transferência de energia que ocorrem em diversos fenómenos vitais para a planta (Jones *et al.*, 1991; Santos, 2015; Varennes, 2003 e Malavolta, 1974).

Apesar de os teores nas plantas terem sido de modo geral baixos, foi possível detetar um acréscimo significativo ( $p=0,05$ ) nos teores de fósforo nos tecidos vegetais com a aplicação de doses crescentes deste nutriente na forma de lama e/ou de fosfato de cálcio, apresentando valores significativamente ( $p=0,05$ ) mais elevados nos tratamentos experimentais que receberam a máxima quantidade de lama (T5) ou de fosfato de cálcio (T9), não havendo diferenças significativas ( $p=0,05$ ) entre eles.

Na figura 7.17 representa-se a resposta do teor de fósforo nos tecidos vegetais à aplicação de quantidades crescentes do nutriente aplicado ao solo sob a forma de lama, fosfato de cálcio e da mistura de ambos. Verifica-se que as respostas foram lineares no caso da lama e da lama mais fosfato de cálcio, com coeficientes de determinação de 67,3% e 89,5%, respetivamente.



**Figura 7.17** - Relação entre o teor de fósforo nos tecidos vegetais e a aplicação de quantidades crescentes de fósforo.

## Remoção e taxa de recuperação de fósforo

Para todos os tratamentos experimentais, avaliou-se a remoção de fósforo total (P rem) pelas plantas e a recuperação aparente de fósforo (RAP), através das seguintes fórmulas de cálculo propostas por Mengel *et al.* (2001) (valores referidos à matéria seca):

$$P \text{ rem} = \text{Produção de biomassa da parte aérea} \times [\text{P}] \text{ P da biomassa aérea}$$

$$RAP = ((P \text{ rem}_{T_x} - P \text{ rem}_{T_t}) / P \text{ aplicado}_{T_x}) \times 100\%$$

Onde:

**P rem<sub>T<sub>x</sub></sub>** – Fósforo removido por cada um dos tratamentos experimentais, com exceção da testemunha;

**P rem<sub>T<sub>t</sub></sub>** - Fósforo removido pelo tratamento testemunha.

Foram, assim, obtidos os valores que figuram na tabela 7.12.

**Tabela 7.12** - Fósforo removido e recuperação aparente de P pela planta teste em cada um dos tratamentos experimentais.

Tratamentos experimentais		Qt. de P (g vaso <sup>-1</sup> )	P removido (P rem) (mg vaso <sup>-1</sup> )	Recuperação aparente de P (RAP) (%)
∅	T1	0,000	1,9 h	
	T2	0,121	9,7 fg	6,4 ab
Lama	T3	0,245	17,2 d	6,2 ab
	T4	0,364	21,9 c	5,4 bc
	T5	0,485	14,7 de	2,7 e
	T6	0,121	4,0 h	1,7 e
Fosfato de cálcio	T7	0,245	12,2 ef	4,2 d
	T8	0,364	21,2 c	5,3 bc
	T9	0,485	35,5 a	6,9 a
	T10	0,121	7,2 g	4,4 cd
Lama e fosfato de cálcio	T11	0,245	16,6 d	6,0 ab
	T12	0,364	23,5 c	5,9 ab
	T13	0,485	32,4 b	6,3 ab
	sm (±)			1,044
c.v. (%)			10,8	12,3

Resultados expressos na matéria seca a 100-105°C; sm – desvio padrão da média; c.v. – coeficiente de variação; Resultados experimentais, seguidos de letras iguais na mesma coluna não diferem significativamente entre si (p=0,05).

A partir da tabela 7.12 pode observar-se que foi nos tratamentos experimentais correspondentes às doses mais elevadas de fósforo veiculadas pelo fosfato de cálcio (T9) e pela conjugação desta forma mineral com a lama (T13) que foram removidas do solo pela planta teste as quantidades mais elevadas do nutriente (35,5 e 32,4 mg por vaso, respetivamente), apresentando valores significativamente superiores (p=0,05) aos dos outros tratamentos experimentais.

Atendendo aos resultados da recuperação aparente de P apurados, observou-se que quando se utilizaram doses crescentes de lama (T2 a T5), ocorreu um menor aproveitamento de fósforo pelas plantas, principalmente quando se aplicou a dose mais elevada (equivalente a 120 t ha<sup>-1</sup>). Já com a aplicação de fósforo unicamente na forma mineral (T6 a T9), houve um aproveitamento do nutriente crescente e significativo (p=0,05) com o aumento da quantidade aplicada.

Quando se utilizou simultaneamente fósforo na forma mineral e de lama, a recuperação deste elemento pela planta teste variou muito pouco com as doses aplicadas, apresentando valores estatisticamente iguais e elevados nos tratamentos T11, T12 e T13. Esta mistura promoveu, muito possivelmente, a mineralização do fósforo orgânico veiculado pela lama, ficando este mais disponível para a planta

Os resultados obtidos estão, assim, de acordo com o previsto, uma vez que nos fertilizantes minerais os elementos, de forma geral, se encontram mais disponíveis para absorção pelas plantas do que nos fertilizantes orgânicos, necessitando neste caso de ser previamente mineralizados para poderem ser absorvidos. Por outro lado, os resultados obtidos sugerem a existência de um efeito benéfico da presença de matéria orgânica sobre o aumento da disponibilidade deste nutriente, tal como é referido por vários autores (Brady and Weil, 2002, Santos 2015), levando-nos a concluir que, quando a lama é misturada com formas inorgânicas de fósforo (fosfato de cálcio, neste caso) é possível obter resultados equivalentes aos obtidos com a utilização de fertilizantes inorgânicos.

### 7.3.2 Outros parâmetros analisados

Os nutrientes **azoto** e **potássio** apresentaram comportamentos semelhantes entre si, observando-se uma diminuição nos seus teores nas plantas com a crescente aplicação de fósforo, veiculada pelos 3 tipos de tratamentos experimentais efetuados, sendo exceção o observado para o nível máximo de lama (T5) onde não se verificaram deficiências. Este resultado estará, muito possivelmente, relacionado com a mais baixa produção de biomassa observada neste tratamento experimental, o que ocasionou um efeito de concentração dos referidos nutrientes. O mesmo se pode aplicar ao tratamento testemunha, que revela teores mais elevados em N e K quando comparado com todos os outros tratamentos experimentais.

Relativamente ao **cálcio**, apenas se verificaram teores baixos nas plantas dos tratamentos experimentais em foi aplicado fosfato de cálcio (T6 a T9) e na testemunha (T1). Nos casos em que foi aplicada a lama e a mistura de lama com fosfato de cálcio, verificou-se um aumento da concentração de cálcio nas plantas com a aplicação de quantidades crescentes de lama, o que ficará a dever-se à sua riqueza naquele nutriente (12,2% de CaO, na MS).

Os teores de **magnésio** nas plantas não variaram muito, situando-se dentro do considerado adequado à espécie e fase de desenvolvimento (0,15% - 0,50%, segundo Jones *et al.*, 1991) em todos os tratamentos experimentais. Contudo, observou-se que foi nos tratamentos em que se aplicou lama isoladamente ou juntamente com fosfato de cálcio, que se observaram teores de magnésio significativamente mais elevados (p=0,05), quando comparados com os obtidos com

a aplicação de doses equivalentes de fosfato de cálcio No tratamento testemunha (T1), observou-se o efeito de concentração já referido noutros nutrientes anteriormente.

No que se refere aos teores de **manganês**, salienta-se o valor mais elevado apresentado pela testemunha (T1), o que facilmente se explica não só pela baixa produção de matéria seca, mas também pela maior disponibilidade deste nutriente em solos ácidos, como é o caso deste tratamento experimental. Teores de Mn suscetíveis de provocar toxicidade ( $>300\text{mg kg}^{-1}$ , segundo Plank, 1979 e Jones *et al.*, 1991) foram obtidos neste tratamento experimental, o que poderá ter contribuído para a baixa produção verificada neste tratamento, associada à carência de fósforo introduzida no ensaio.

Também se observaram teores de Mn suscetíveis de causar toxicidade nos tratamentos experimentais T6 e T7, o que ficará a dever-se à reação muito ácida do solo dos vasos correspondentes (pH (H<sub>2</sub>O) de 4,3 e 4,5, respetivamente).

O fornecimento de lama afetou diretamente a reação do solo recetor e, indiretamente, poderá ter contribuído para uma menor disponibilidade deste e de outros elementos como seja, por exemplo, o zinco.

Em geral, os teores de **zinco** e de **boro** encontram-se acima dos limites considerados adequados (Jones *et al.*, 1991) nos tecidos da planta teste, com concentrações superiores a 60 e 25  $\text{mg kg}^{-1}$ , respetivamente. Este resultado mostra a eventual necessidade de rever, em futuros estudos com este solo, a composição da solução nutritiva de base aplicada no ensaio.

Quanto ao **zinco**, verificou-se que, possivelmente devido ao já referido efeito da lama sobre a reação do solo, quando aplicadas quantidades crescentes de lama ou da mistura de lama com fosfato de cálcio, ocorreram decréscimos significativos ( $p=0,05$ ) do teor deste micronutriente nos tecidos da planta.

Nos teores de **boro**, verifica-se uma certa relação entre os valores da sua concentração nos tecidos vegetais e a produção (efeito de diluição ou concentração), tendo-se registado valores mais baixos nos tratamentos experimentais que produziram maior quantidade de biomassa.

Os teores de **cobre** variaram pouco com os tratamentos experimentais, mantendo-se dentro da gama de suficiência para a planta teste ( $5\text{-}20\text{ mg kg}^{-1}$ , segundo Jones *et al.*, 1991). Contudo, na testemunha, o teor médio apresentado foi relativamente mais elevado, mercê possivelmente da mais baixa produção deste tratamento experimental e ao efeito de concentração associado.

## 8 Conclusões

O presente trabalho constitui mais um contributo de estudo da aplicação de lamas de depuração na agricultura.

O trabalho desenvolvido permitiu estabelecer algumas conclusões, necessariamente indissociáveis das condições que as fundamentaram e, como tal, de generalização limitada. Os resultados obtidos revelaram a necessidade de se efetuarem mais estudos, aprofundando o tema abordado. No entanto permitiram retirar as seguintes conclusões:

- A produção de biomassa da planta teste mostrou-se altamente dependente da fertilização fosfatada, registando o valor mais baixo no tratamento testemunha, em que não foi aplicado fósforo quer na forma mineral quer na forma orgânica, e valores mais elevados nos tratamentos experimentais que receberam as maiores quantidades de fósforo (equivalente a 355 P kg ha<sup>-1</sup>), veiculado pelo fosfato de cálcio e pela mistura deste com lama.
- Perante o significativo decréscimo de produção obtido com a aplicação da dose mais elevada de lama (equivalente a 120 t ha<sup>-1</sup>), confirmou-se a necessidade de estabelecer limites nas quantidades de lama a aplicar ao solo agrícola. Nas condições em que decorreu o ensaio a quantidade máxima de lama a incorporar no solo não deveria ultrapassar o equivalente a 77 t ha<sup>-1</sup>, valor a partir do qual ocorrerá diminuição de produção.
- Segundo os resultados de recuperação aparente de P calculados, concluiu-se que: *i)* quando se utilizam quantidades muito elevadas de lama ocorre um menor aproveitamento de fósforo pelas plantas; *ii)* no geral o fósforo apresenta valores de recuperação aparente muito baixos.
- Dado tratar-se de um ensaio em ambiente confinado, confirmou-se que o método de extração de fósforo em água foi o que permitiu uma melhor estimativa do fósforo do solo imediatamente disponível para as plantas.
- A adição de lama demonstrou o seu poder fertilizante e correctivo, tendo-se verificado um aumento significativo do teor de fósforo, de matéria orgânica e do pH do solo.

Deste modo, os resultados da aplicação conjunta de lama com o fosfato de cálcio, observados quer sobre a produção da planta teste quer sobre a recuperação aparente de fósforo, permitem concluir que a lama poderá substituir em parte os fertilizantes minerais fosfatados já que a sua mistura com esses permite obter resultados equivalentes aos obtidos apenas usando os tradicionais adubos inorgânicos.



## 9 Oportunidades e Desafios

- ✓ É necessário frisar que este estudo resulta de um ensaio em vasos que geralmente precede os ensaios em campo. Assim, é relevante que, para fins agronômicos, este ensaio seja repetido sob condições de campo, de modo a confirmar ou a esclarecer as conclusões apresentadas.
- ✓ De modo a confirmar a viabilidade da aplicação desta lama ao solo seria necessário efetuar análises aos compostos orgânicos da lama.
- ✓ Foi dada continuidade ao ensaio para se estudar o efeito do fósforo residual, utilizando como planta teste o azevém (*Lolium multiflorum* L).



## 10 Referências Bibliográficas

- AdP. (2014). *Relatório de Sustentabilidade 2014*, Grupo Águas de Portugal. Acedido em: 7 de Maio de 2015, em: [http://www.adp.pt/pt/comunicacao/publicacoes/downloads/pub\\_pdf10\\_pt.pdf](http://www.adp.pt/pt/comunicacao/publicacoes/downloads/pub_pdf10_pt.pdf).
- Allen, S. E., Terman, G. L., & Clements, L. B. (1976). *Greenhouse techniques for soil-plant-fertilizer research – Muscle Shoals*. Alabama, EUA: Tennessee Valley Authority. 57pp.
- APA. (2011). Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020.
- APA. (2014). Relatório de Estado do Ambiente de 2014. Acedido em 25 de Abril de 2015, em: <http://sniamb.apambiente.pt/infos/geoportaldocs/REA/rea2014.pdf>.
- Azevêdo, M. T. M. (2008). Solos – A pele da Terra. In Solo – A pele da Terra, Departamento de Geologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Acedido em: 18 de Agosto de 2015, em: [https://ciencias.ulisboa.pt/sites/default/files/fcul/dep/dgeo/doc/09\\_solo.pdf](https://ciencias.ulisboa.pt/sites/default/files/fcul/dep/dgeo/doc/09_solo.pdf).
- Barbosa, J. A. (2008). *Valorização de lamas provenientes de Águas Residuais*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil de Sanitária. Faculdade de Ciências e Tecnologia – Universidade Nova de Lisboa, Caparica. 61pp.
- Barros, J. F. C., & Calado, J. G. (2014). A cultura do milho. Departamento de Fitotecnia da Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Évora. 52p. Acedido em: 17 de Abril de 2015, em: [file:///D:/Transfer%C3%A2ncias/Sebenta-milho%20\(2\).pdf](file:///D:/Transfer%C3%A2ncias/Sebenta-milho%20(2).pdf).
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2002). *The Nature and Properties of Soil*. Pearson Education, New Jersey. 960pp.
- Calouro, F. (2005). *Actividades agrícolas e ambiente*. Sociedade Portuguesa de Inovação, Porto. 96 pp.
- Carvalho, P. N., Basto, M. P., Almeida, C. M., & Brix, H. (2014). A review of plant – pharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(20), 11729-11763.
- Câmara Municipal de Lisboa. (2014). *PRINCIPAIS DESCARGAS DE ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS NO ESTUÁRIO DO TEJO: CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E RADIOLÓGICA 2003 – 2013*. Acedido em: 17 de Julho de 2015, em: [file:///D:/Transfer%C3%A2ncias/Descargas Ribeirinhas no Estuario do Tejo 2003\\_2013.pdf](file:///D:/Transfer%C3%A2ncias/Descargas Ribeirinhas no Estuario do Tejo 2003_2013.pdf).
- Cieřlik, B. M., Namieřnik, J., & Konieczka, P. (2015). Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 90, 1–15.

- Citulski, J. A., & Farahbakhsh, K. (2010). Fate of Endocrine-Active Compounds during Municipal Biosolids Treatment: A Review. *Environmental Science Technology*, 44(22), 8367–8376.
- Clarke, B. O., & Smith, S. R. (2011). Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environmental International*, 37(1), 226-247.
- Comissão Europeia. (2004). Report from the Commission on the implementation of Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment, as amended by Commission Directive 98/15/EC of 27 February 1998, COM(2004) 248 final, Brussels, 23.4.2004.
- Comissão Europeia. (2006). Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. Acedido em: 30 de Agosto, em: [http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi\\_bref\\_0806.pdf](http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/wi_bref_0806.pdf).
- Comissão Europeia. (2013). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité económico e social europeu e ao Comité das regiões.
- Comissão Europeia. (2014). *The European Critical Raw Materials review*. Acedido em: 20 de Setembro de 2015, em: [http://europa.eu/rapid/press-release MEMO-14-377\\_en.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-14-377_en.htm).
- Comissão Europeia. (2015a). Eurostat, Statistics - Environment and Energy - Environment, Water Statistics - Sewage sludge production and disposal. Acedido em: 12 de Junho de 2015, em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>.
- Comissão Europeia. (2015b). Regulamento (CE) n.º 648/2004 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 31 de Março de 2004, relativo aos detergentes, no que se refere à utilização de fósforo em detergentes para máquinas de lavar loiça destinados aos Consumidores.
- Comissão Europeia. (2015c). Critical raw materials profiles. Acedido em: 25 de Julho de 2015, em: [file:///D:/Transfer%C3%A2ncias/crm-critical-material-profiles\\_en.pdf](file:///D:/Transfer%C3%A2ncias/crm-critical-material-profiles_en.pdf).
- Comissão Europeia. (2015d). Relatório da comissão ao parlamento europeu e ao conselho: Nos termos do artigo 16.º do Regulamento (CE) n.º 648/2004 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 31 de março de 2004, relativo aos detergentes, no que se refere à utilização de fósforo em detergentes para máquinas de lavar loiça destinados aos consumidores.
- Comissão Europeia. (2015e). LIFE PROGRAMME – Country Factsheet. Acedido em: 12 de Maio de 2015, em: [http://ec.europa.eu/environment/life/countries/documents/portugal\\_pt\\_apr15.pdf](http://ec.europa.eu/environment/life/countries/documents/portugal_pt_apr15.pdf).
- Comissão Europeia. (2016). Critical Raw Materials. Acedido em: 15 de Fevereiro de 2016, em: [http://ec.europa.eu/growth/sectors/rawmaterials/specificinterest/critical/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/growth/sectors/rawmaterials/specificinterest/critical/index_en.htm).

- Decreto-Lei n.º 276/2009 de 02 de Outubro. *Diário da República nº 192 - I Série*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- Cordell, D. (2010). The Story of Phosphorus: Sustainability implications of global phosphorus scarcity for food security. Department of Water and Environmental Studies - Linköping University, Linköping. 220 pp.
- Cordell, D., & White, S. (2014). Life's Bottleneck: Sustaining the World's Phosphorus for a Food Secure Future. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 161–88.
- Coutinho, J.P. (1989). *A Análise de terra. Limitações, correlação, calibração e interpretação dos resultados*. UTAD, Vila Real. 51 pp.
- Directiva nº 86/278/CEE, de 12 de Junho de 1986 relativa à protecção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração, Jornal Oficial nº L 181 de 04/07/1986, (pp. 0006 – 0012).
- Domingues, H., Monteiro, O.R., Pedra, F., Amaro, J.T., & Gusmão, M. R. (2003). Aplicação de lamas residuais urbanas em solos agrícolas. Síntese dos estudos desenvolvidos no Departamento de Ciências do Solo, da Estação agronómica Nacional – INIA. *Revista das Ciências Agrárias*, 25(3-4), 341-352.
- Egnér, H., Riehm, H. & Domingo, W.R. (1960). Untersuchungen über die chemische bodenanalyse als grundlag für die beurteilung des nährstoffzustandes der böden. II: Chemische extraktionmethoden zur phosphor-und kalium-bestimmung. *Kunliga Lantbrukshögskolans Annaler*, 26, 199–215.
- European Sustainable Phosphorus Platform. (2016). Acedido em: 15 de Fevereiro de 2016, em: <http://www.phosphorusplatform.eu/platform/p-facts/call-to-action>.
- Evans, T. D. (2011). *Sewage Sludge: Operational and Environmental Issues, Reviews of Current Knowledge*. Foudation of Water Research, 3ª Edição. 36pp.
- Frade, J. V, Lacasta, N., Mende, P., Cardoso, P., Trindade, I., Newton, F., Franco, P., Serra, A., Póvoa, C., Narciso, F., Brôco, N. (2015). PENZAAR 2020: Uma Estratégia ao Serviço da População: Serviços de Qualidade a um Preço Sustentável. Vol 2, 148 p.
- Fytili, D., & Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU applications and new methods – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12, 116-140.
- Gomez, K. A., & Gomez, A. A. (1983). *Statistical Procedures for Agricultural Reasearch*. 2ª Edição, Published simultaneously in Canada, Estados Unidos da América. 680 pp.
- Gonçalves, M. S. (2005). *Gestão de resíduos orgânicos*. 1ª Edição, Sociedade Portuguesa de Inovação, Porto.
- Gray, N. F. (2004). *Biology of Wastewater Treatment*. 2ª Edição. Imperial College Presse, Londres. 1421 pp.

- Hinckley, G. T., Johnson, C. J., Kurt H. Jacobson, K. H., Bartholomay, C., McMahon, K. D., McKenzie, D., Aiken, J. M., Pedersen, J. A. (2008). Persistence of Pathogenic Prion Protein during Simulated Wastewater Treatment Processes. *Environmental Science Technology*, 42(14), 5254–5259.
- Horta, M. C., & Torrent, J. (2010). *Dinâmica do Fósforo no Solo – Perspectiva Agronômica e Ambiental*. Edições IPCB, Castelo Branco. 97 pp.
- Huang, X., Chen, Y., & Shenker, M. (2012). Dynamics of phosphorus phytoavailability in soil amended with stabilized sewage sludge materials. *Geoderma*, 170, 144–153.
- International Fertilizer Industry Association. (2015). Acedido em 13 de Julho de 2015, em: <http://www.fertilizer.org/AboutFertilizers>.
- IFDC. (2015). Phosphate Fertilizer Production Technology with IFA Join Us in Berlin. Acedido em 13 de Julho de 2015, em: <http://ifdc.org/phosphate-fertilizer-production-technology-with-ifa/>.
- Joo, S. H., Monaco, F. D., Antmann, E., & Chorath, P. (2015). Sustainable approaches for minimizing biosolids production and maximizing reuse options in sludge management: A review. *Journal of Environmental Management*, 158, 133-145.
- Jones, J. B., Wolf, J. B., & Mills, H. A. (1991). *Plant analysis handbook*. Micro-Macro Publishing, Estados Unidos da América. 213 pp.
- Kahiluoto, H., Kuisma, M., Ketoja, E., Salo, T., & Heikkinen, J. (2015). Phosphorus in Manure and Sewage Sludge More Recyclable than in Soluble Inorganic Fertilizer. *Environmental Science Technology*, 49(4), 2115–2122.
- Kelessidis, A., & Stasinakis, A. S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32(6), 1186–1195.
- Le Blanc, R., Matthews, P., & Richard, R. (2008). *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource*. Nações Unidas. 608 pp.
- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R. U., & Schroder, H. (2008). Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12(2), 229–247.
- LQARS. (2006). *Manual de fertilização das Culturas*. Editorial do Ministério da Educação, Lisboa. 282 pp.
- MADRP. (2000). *Conservação do solo e da água. Manual básico de práticas agrícolas*. Ed. INGA. 80 pp.

- Mailler, R., Gasperi, J., Chebbo, G., & Rocher, V. (2014). Priority and emerging pollutants in sewage sludge and fate during sludge treatment. *Waste Management*, 34(7), 1217-1226.
- Malavolta, E., Haag, H. P., Mello, F. A. F., & Brasil Sobr<sup>o</sup>, M. O. C. (1974). *Nutrição Mineral e Adubação de Plantas Cultivadas*. Livraria Pioneira Editora, São Paulo. 727 pp.
- Malmborg, J., & Magnér, J. (2015). Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, 153, 1-10.
- Mengel, K. & Kirkby, E. A. (2001). *Principles of plant nutrition*. 4<sup>a</sup> Edição, International Potash Institute, Bern.
- Merlino, L. C. S., Melo, W. J., Macedo, F. G., Guedes, A. C. T. P., Ribeiro, M. H., Melo, V. P., & Melo, G. M. P. (2010). Bário, cádmio, crómio e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*, 34(6), 2031-2039.
- Metcalf & Eddy. (2004). *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*, 4<sup>a</sup> edição, Mc-Graw-Hill.
- Milieu Ltd, WRc, RPA (2010), *Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land Final Report Part I: Overview Report* preparado para a Comissão Europeia segundo o contrato DG ENV.G.4/ETU/2008/0076r.
- Moreira, T. J. S., & Soveral-Dias, J. C. (1963). *Possibilidades e Limitações dos Ensaios em vaso na prospecção de fertilidade dos solos de Angola*. Nova Lisboa, Angola. 14 pp.
- Oliveira, S. M. (2014). ENSAIO EXPLORATÓRIO DE OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO PRIMÁRIO DA ETAR DE BEIROLAS PARA INCREMENTAR A EFICIÊNCIA ENERGÉTICA: *Aplicação de Moringa oleifera no processo de coagulação-floculação*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior de Agronomia – Universidade de Lisboa, Lisboa. 61pp.
- Paauw, F. V. D. (1971). An effective water extraction method for the determination of plant – Available soil phosphorus. *Plant and Soil*, 37, 467-481.
- Plank, C. O. (1979). Plant analysis handbook for Georgia. – Georgia EUA: Georgia cooperative extension Bulletin number 735. 65 pp.
- Prosser, R. S., Trapp, S., & Sibley, P. K. (2014). Modeling Uptake of Selected Pharmaceuticals and Personal Care Products into Food Crops from Biosolids-Amended Soil. *Environmental Science Technology*, 48(19), 11397–11404.
- Rei, C. D. S. (2013). *Desenvolvimento de critérios para a localização ótima de uma central de valorização energética de lamas de ETAR*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil de Sanitária. Faculdade de Ciências e Tecnologia – Universidade Nova de Lisboa, Caparica. 114 pp.

- Rizzardini, C. B., & Goi, D. (2014). Sustainability of Domestic Sewage Sludge Disposal. *Sustainability*, 6, 2424-2434.
- Rovira, J., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M., & Domingo, J. L. (2011). Use of sewage sludge as secondary fuel in a cement plant: human health risks. *Environment International*, 37(1), 105-111.
- Ryser, J.P., Gysi, Ch. E Heller, W. (1995). Analyse de terre et interprétation en cultures spéciales. *Revue suisse de viticulture d'arboriculture et d'horticulture*, 27(6), 365-372.
- Santos, J.Q. (2001). *Fertilização e Ambiente – Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes*. Publicações Europa, Lisboa.
- Santos, J.Q. (2015). *Fertilização. Fundamentos agroambientais da utilização dos adubos e corretivos*. Publindustria, Ed. Técnicas, Lisboa. 537pp.
- Shargil, D., Gerstl, Z., Fine, P., Nitsan, I., & Kurtzman, D. (2015). Impact of biosolids and wastewater effluent application to agricultural land on steroidal hormone content in lettuce plants. *Science of The Total Environment*, 505, 357-366.
- Sharpley, A. (2000). Phosphorus Availability. In Head book of soil science, E. Malcom (ed.), 18-33. CRC Press, Estados Unidos da América.
- Silva, J. E., Tavares, M. G., Costa, M. M., & Leandro, E. M. (2005). Efeito da aplicação de lamas de ETAR compostadas no teor e natureza das substâncias húmicas do solo. *Revista das Ciências Agrárias*, 27(2), 146-159.
- Simtejo. (2013). Relatório de Sustentabilidade de 2013.
- Singh, R. P., & Agrawal, M. (2008) Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28(2), 347-358.
- Smit, A. L., Bindraban, P. S., Schroder, J. J., Conijn, J. G., & van der Meer, H. G. (2008). *Phosphorus in agriculture: global resources, trends and developments*. Plant Research International B. V., Wageningen. 36 pp.
- Smith, S. R. (2009). *Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling*. Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences 367(1904): 4005-4041.
- Smith, S. R. (2011). Management, Use and Disposal of Sewage Sludge. *Waste Management and Minimization*. Encyclopedia of Life Support System. 110-135 pp.
- SNB, (2015). Phosphate Recycling. Acedido em: 16 de Abril de 2015, em: <http://www.snb.nl/english-summary/phosphate-recycling/1796>.
- Sousa, R. J. V. (2005). Estratégias de Gestão de Lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) – *Extrusão de Lamas para aplicação na agricultura*. Tese de Mestrado em Engenharia do Ambiente, ramo de Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais. Faculdade de Engenharia do Porto, Porto. 131 pp.

- Sorn-Srivichai, P., Syers, J.K., Tillman, R.W. & Cornforth, I.S. (1988). *Na evaluation of water extraction as a soil-testing procedure for phosphorus I. Glasshouse assessment of plant-available phosphorus*. *Fertilizer research* 15, p. 211-223.
- Soveral-Dias, J. C. (2004). *Guia de Boas Práticas – Aplicação de Lamas na Agricultura*. Reciclamas – Multigestão Ambiental, S.A. Lisboa.
- Sullivan, D. M., Cogger, C. G., & Bary, A.I. (2015). *Fertilizing with Biosolids*. Oregon State University. 19 pp.
- Thompson, E. J., Oliveira, A. L. F., Moser, U. S., & Black, C. A. (1960). Evaluation of Laboratory Indexes of Absorption of Soil Phosphorus By Plants: II. *Plant and Soil*, 13(1), 28- 38.
- Tisdale, S. L., Nelson, W. L., & Beaton, J. D. (1985). *Soil fertility fertilizers*. 4ª Edição, Macmillan Publishing Company. New York.
- Valderrama, C., Granados, R., Cortina, J. L., Gasol, C. M., Guillem, M., & Josa, A. (2013). Comparative LCA of sewage sludge valorisation as both fuel and raw material substitute in clinker production. *Journal of Cleaner Production*, 51, 205-213.
- Varenes, A. (2003). *Produtividade dos solos e do Ambiente*. Editora Escolar, Lisboa.
- Verlicchi, P., & Zambello, E. (2015). Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil — A critical review. *Science of the total environment*, 538(2), 750–767.
- Withers, P. J. A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D. L., Healey, J. R., Talboys, P. J. (2014). Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. *Environmental Science Technology*, 48(12), 6523–6530.
- Working Document on Sludge. (2000). 3rd DRAFT. Brussels. ENV.E. 3/LM. 19p.
- Wu, X., Dodgen, L. K., Conkle, L. J., & Gan, J. (2015). Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: a review. *Science of The Total Environment*, 536, 655–666.



## **Anexos**

<b>Anexo I</b> – Necessidade de cal.	I
<b>Anexo II</b> – Resultados por tratamento experimental e repetição.	III
<b>Anexo III</b> – Análises de variância.	VII



Anexo I – Necessidade de cal.

**TABELA 5.1**  
**Quantidade de calcário (t/ha) necessário para corrigir a acidez até pH (H<sub>2</sub>O) cerca de 6,5**  
**ou pH (KCL) cerca de 5,5**

pH		Matéria orgânica (percentagem)						Classes de textura
KCl	H <sub>2</sub> O	> 5	4 a 5	3 a 4	2 a 3	1 a 2	0,5 a 1	
< 4,0	< 4,5	18	15	12,5	10	7,5	5	II
		16	14	11,5	9	6,5	4	I
4,1-4,3	4,6-5,0	14	12	10	8	6	4	II
		12	11	9	7	5	3	I
4,4-4,7	5,1-5,5	10	9	7,5	6	4,5	3	II
		9	8	6,5	5	3,5	2	I
4,8-5,1	5,6-6,0	7	6	5	4	3	2	II
		6	5	4	3	2	1	I
5,2-5,5	6,1-6,5	4	3	2,5	2	1,5	1	II
		3	2,5	2	1,5	1	0,5	I

Classe I — Solos ligeiros (arenosos).  
 Classe II — Solos médios (francos) e pesados.

Figura I. 1- Necessidade de cal, segundo a tabela de Quelhas dos Santos.



**Anexo II – Resultados por tratamento experimental e repetição.**

**Tabela II. 1 - Número de germinações, por tratamento e repetição.**

Tratamento	Repetição	Nº de germinações por vaso	Tratamento	Repetição	Nº de germinações por vaso
T1	I	8	T2	I	8
	II	5		II	8
	III	8		III	8
T3	I	6	T4	I	8
	II	8		II	4
	III	7		III	8
T5	I	7	T6	I	8
	II	8		II	7
	III	5		III	8
T7	I	8	T8	I	7
	II	8		II	8
	III	7		III	6
T9	I	8	T10	I	8
	II	8		II	8
	III	7		III	7
T11	I	8	T12	I	8
	II	8		II	7
	III	4		III	6
T13	I	6			
	II	6			
	III	8			

**Tabela II. 2 – Produção de biomassa, por tratamento e repetição.**

Trat.	Rep.	Parte aérea	Raiz
		(MS, g vaso <sup>-1</sup> )	
1	1	2,07	1,11
1	2	2,43	1,15
1	3	1,86	0,93
2	1	8,06	3,7
2	2	8,79	4,12
2	3	7,99	4,07
3	1	15,44	6,7
3	2	16,28	7,42
3	3	15,38	8,55
4	1	19,29	8,48
4	2	17,45	6,99
4	3	18,9	7,8
5	1	8,91	3,05
5	2	12,07	5,18
5	3	11,04	5,71
6	1	4,71	2,01
6	2	4,31	2,1
6	3	4,4	2,17
7	1	11,35	5,4
7	2	13,72	6,28
7	3	10,61	5,02
8	1	18,76	8,37
8	2	20,37	9,63
8	3	19,49	8,49
9	1	21,78	10,09
9	2	23,32	11,39
9	3	24,64	11,71
10	1	7,2	3,33
10	2	6,53	3,03
10	3	7,5	3,96
11	1	15,66	6,91
11	2	16,59	7,33
11	3	14,41	7,64
12	1	21,76	9,01
12	2	20,92	9,75
12	3	21	9,64
13	1	25,12	10,39
13	2	24,58	11,43
13	3	24,18	11,93

**Tabela II. 3** - Teores de fósforo, matéria orgânica (M.O.), reação do solo (pH) e condutividade elétrica (CE) do solo, no final do ensaio, por tratamento e repetição.

Trat.	Rep.	P		MO (%)	pH (H <sub>2</sub> O)	CE (mS cm <sup>-1</sup> )
		ER (MS, g vaso <sup>-1</sup> )	Água			
1	1	21	0,15	0,45	4,3	0,83
1	2	23	0,29	0,45	4,4	0,48
1	3	18	0,15	0,50	4,3	0,59
2	1	53	0,56	0,55	4,7	0,50
2	2	45	0,56	0,55	4,7	0,59
2	3	51	0,42	0,45	4,7	0,57
3	1	70	1,66	0,55	5,5	0,52
3	2	65	1,11	0,55	5,7	0,56
3	3	79	1,25	0,55	5,7	0,54
4	1	113	5,59	0,55	6,4	0,54
4	2	114	2,07	0,60	6,5	0,56
4	3	122	1,66	0,55	6,5	0,45
5	1	153	1,93	0,60	6,8	0,87
5	2	181	3,99	0,60	6,9	0,65
5	3	157	2,21	0,55	6,8	0,67
6	1	57	0,84	0,50	4,3	0,51
6	2	46	0,70	0,40	4,3	0,41
6	3	52	0,70	0,55	4,3	0,44
7	1	96	2,34	0,45	4,5	0,10
7	2	86	2,21	0,45	4,6	0,15
7	3	81	2,34	0,45	4,4	0,17
8	1	118	4,54	0,60	4,6	0,12
8	2	115	5,91	0,40	4,6	0,11
8	3	116	4,13	0,45	4,6	0,12
9	1	141	9,20	0,45	4,6	0,09
9	2	117	5,91	0,40	4,6	0,13
9	3	142	7,69	0,40	4,7	0,12
10	1	55	0,97	0,40	4,4	0,46
10	2	49	0,84	0,55	4,4	0,52
10	3	51	1,18	0,48	4,5	0,38
11	1	84	1,80	0,60	5,0	0,37
11	2	89	4,79	0,55	5,3	0,26
11	3	77	2,48	0,55	5,3	0,35
12	1	121	4,13	0,50	5,7	0,44
12	2	118	4,26	0,55	5,5	0,40
12	3	114	2,89	0,50	5,5	0,30
13	1	151	7,83	0,55	6,0	0,32
13	2	130	3,99	0,60	6,0	0,34
13	3	162	8,10	0,55	6,0	0,37

**Tabela II. 4** - Composição química da biomassa - macro e micronutrientes, por tratamento e repetição.

Trat.	Rep.	% na MS						mg kg <sup>-1</sup>				
		N	P	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn	Zn	Cu	B
1	1	5,35	0,10	4,52	0,12	0,33	0,26	120	500	278	24	101
1	2	4,56	0,08	4,23	0,12	0,29	0,28	60	386	189	18	64
1	3	4,50	0,09	4,39	0,13	0,30	0,29	66	425	218	21	74
2	1	3,62	0,11	3,44	0,48	0,20	0,17	48	189	184	7,6	39
2	2	3,49	0,12	3,34	0,55	0,23	0,14	39	222	317	7,9	59
2	3	3,47	0,12	3,32	0,52	0,21	0,15	46	201	227	8,0	45
3	1	3,06	0,10	2,35	0,72	0,29	0,14	40	169	189	9,8	35
3	2	3,01	0,12	2,16	0,69	0,28	0,15	43	160	113	8,4	42
3	3	3,00	0,11	2,31	0,80	0,29	0,14	43	185	143	11	45
4	1	2,81	0,13	1,97	0,77	0,29	0,16	45	108	87	13	32
4	2	2,90	0,11	2,13	0,83	0,28	0,15	42	109	70	9,1	35
4	3	2,81	0,11	1,96	0,81	0,30	0,15	44	105	73	8,9	35
5	1	3,99	0,15	3,14	0,97	0,24	0,18	57	85	75	8,6	36
5	2	3,75	0,14	2,51	1,06	0,27	0,17	56	95	65	10	46
5	3	3,83	0,13	3,02	1,09	0,27	0,16	51	112	72	10	52
6	1	3,35	0,09	4,52	0,16	0,21	0,20	38	280	222	11	49
6	2	3,32	0,09	4,23	0,15	0,23	0,18	46	336	215	15	56
6	3	3,30	0,09	4,39	0,22	0,23	0,16	50	362	181	14	60
7	1	2,77	0,10	2,58	0,25	0,22	0,15	39	379	227	10	44
7	2	1,70	0,10	2,23	0,21	0,20	0,25	39	264	103	7,7	39
7	3	2,87	0,11	2,83	0,28	0,23	0,17	40	397	250	11	54
8	1	1,96	0,10	1,73	0,30	0,24	0,20	39	328	227	11	52
8	2	1,65	0,11	1,61	0,24	0,21	0,19	32	265	162	10	30
8	3	1,80	0,11	1,58	0,23	0,23	0,19	44	220	162	9,3	30
9	1	1,62	0,14	1,50	0,28	0,24	0,20	44	252	178	7,9	32
9	2	1,61	0,15	1,43	0,24	0,21	0,23	36	219	99	7,9	22
9	3	1,52	0,16	1,37	0,23	0,22	0,23	25	185	146	8,7	18
10	1	3,34	0,11	3,39	0,41	0,18	0,16	47	215	219	14	45
10	2	3,41	0,09	3,18	0,37	0,19	0,17	41	206	172	12	51
10	3	3,20	0,11	3,51	0,41	0,20	0,14	35	193	237	9,4	38
11	1	2,64	0,11	2,28	0,50	0,25	0,12	39	193	188	8,5	35
11	2	2,57	0,11	2,19	0,55	0,29	0,11	38	207	201	10	38
11	3	2,88	0,11	2,48	0,59	0,27	0,12	40	206	208	10	32
12	1	2,44	0,10	1,61	0,56	0,26	0,15	43	150	99	12	32
12	2	2,39	0,12	1,72	0,55	0,31	0,15	35	168	128	9,3	35
12	3	2,35	0,12	1,65	0,58	0,30	0,14	41	167	123	11	35
13	1	2,38	0,12	1,41	0,68	0,31	0,15	50	132	88	16	32
13	2	2,35	0,14	1,38	0,64	0,32	0,15	40	134	88	10	31
13	3	2,34	0,13	1,37	0,67	0,32	0,15	42	130	93	10	40

Anexo III – Análise de variância.

**Tabela III. 1** – Análise de variância referente ao numero de germinações, por vaso.

Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	3,12821	1,5641	0,93 ns	6
Trat.	12	8,41026	0,700855	0,42 ns	16,3
Erro	24	40,2051	1,67521		
Total	38	51,7436			

**Tabela III. 2** – Análise de variância referente à produção de biomassa.

Parte aérea					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	2,30124	1,15062	1,36 ns	0,1
Trat.	12	1905,89	158,824	187,18 ***	98,8
Erro	24	20,3646	0,848524		
Total	38	1928,55			
Raiz					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	3,54205	1,77102	4,74 *	0,9
Trat.	12	390,006	32,5005	86,98 ***	96,9
Erro	24	8,96742	0,373643		
Total	38	402,515			

**Tabela III. 3** - Análise de variância referente aos teores de fósforo no solo.

Método ER					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	130,308	65,1538	0,89ns	0,2
Trat.	12	67272,4	5606,03	76,78 ***	97,3
Erro	24	1752,36	73,015		
Total	38	69155,1			
Método extração aquosa					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	1,66615	0,833077	0,58ns	0,7
Trat.	12	193,501	16,1251	11,31 ***	84,4
Erro	24	34,2205	1,42585		
Total	38	229,388			

**Tabela III. 4** – Análise de variância referente à matéria orgânica (M.O), reação do solo (pH) e condutividade elétrica (CE).

M.O.					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,00186667	0,000933333	0,37 ns	1,1
Trat.	12	0,100226	0,00835214	3,28 **	61,4
Erro	24	0,0610667	0,00254444		
Total	38	0,163159			
pH					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,02	0,01	1,64 ns	0,1
Trat.	12	26,3764	2,19803	359,68 ***	99,4
Erro	24	0,146667	0,00611111		
Total	38	26,5431			
CE					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,0161077	0,00805385	1,52 ns	1,0
Trat.	12	1,39209	0,116008	21,94 ***	90,7
Erro	24	0,126892	0,00528718		
Total	38	1,53509			

**Tabela III. 5 – Análise de variância referente aos teores de macronutrientes na planta.**

N					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,284405	0,142203	2,66 ns	1
Trat.	12	27,3978	2,28315	42,69 ***	94,6
Erro	24	1,28353	0,0534803		
Total	38	28,9657			
P					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,0000680513	0,0000340256	0,42 ns	0,5
Trat.	12	0,0224308	0,000952564	11,79 ***	
Erro	24	0,00193862	0,0000807756		
Total	38	0,0134374			
K					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,226154	0,113077	6,89 *	0,6
Trat.	12	37,6508	3,13756	191,20 ***	98,4
Erro	24	0,393846	0,0164103		
Total	38	38,2708			
Ca					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,00634359	0,00317179	2,39 ns	0,2
Trat.	12	2,79594	0,232995	175,53 ***	98,7
Erro	24	0,0318564	0,00132735		
Total	38	2,83414			
Mg					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,000466667	0,000233333	0,95 ns	0,7
Trat.	12	0,061241	0,00510342	20,88 ***	90,6
Erro	24	0,00586667	0,000244444		
Total	38	0,0675744			
S					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	0,000661538	0,000330769	0,96 ns	1
Trat.	12	0,0600974	0,00500812	14,53 ***	87,1
Erro	24	0,00827179	0,000344658		
Total	38	0,0690308			

**Tabela III. 6** - Análise de variância referente aos teores de micronutrientes na planta.

Fe					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	83,4402	41,7201	1,90 ns	3,8
Trat.	12	1618,2	134,85	6,14 ***	73,3
Erro	24	505,226	21,9664		
Total	38	2206,87			
Mn					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	1418,67	709,333	0,64 ns	0,4
Trat.	12	361385,0	30115,4	27,20 ***	92,8
Erro	24	26572,0	1107,17		
Total	38	389376,0			
Zn					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	3658,31	1829,15	1,45 ns	2,3
Trat.	12	126158,0	10513,1	8,31 ***	78,8
Erro	24	30359,0	1264,96		
Total	38	160175,0			
Cu					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	12,8159	6,40795	2,00 ns	2,6
Trat.	12	403,424	33,6187	10,51 ***	81,8
Erro	24	76,7974	3,19989		
Total	38	493,037			
B					
Origem da variação	g.l.	S.Q.	Qm	"F" calc.	%S.Q
Rep.	2	10,0513	5,02564	0,06 ns	0,1
Trat.	12	6666,41	555,534	7,07 ***	77,9
Erro	24	1885,28	78,5534		
Total		8561,74			