

# EFICÁCIA DO USO DE CAL E DREGS NA REDUÇÃO DE POLUENTES EM EFLUENTES DE SUINICULTURA

Pedro Esperanço <sup>a,b\*</sup>, André Costa <sup>a,b</sup>, Sara Barbosa <sup>a,b</sup>, Verónica Oliveira <sup>a,b</sup> Carla Rodrigues <sup>a,b</sup>

<sup>a</sup> Instituto Politécnico de Coimbra, Rua da Misericórdia, Lagar dos Cortiços, São Martinho do Bispo, 3045-093 Coimbra, Portugal

<sup>b</sup> Centro de Estudos em Recursos Naturais, Ambiente e Sociedade (CERNAS), Instituto Politécnico de Coimbra, Bencanta, 3045-601 Coimbra, Portugal

## RESUMO

O uso de efluentes pecuários como fertilizantes agrícolas constitui uma prática que promove a reutilização de nutrientes. No entanto, a sua gestão sustentável é fundamental para reduzir impactes ambientais e maximizar o seu potencial fertilizante. Com o objetivo de avaliar a estabilização de efluentes suinícolas, realizaram-se ensaios experimentais através da adição de óxido de cálcio (CaO) e *dregs*. Foram preparadas misturas em concentrações de 150 g/L, 250 g/L e 350 g/L de cada uma dessas substâncias, e monitorizadas ao longo de 35 dias. As duas misturas que demonstraram maior eficácia na estabilização do pH foram posteriormente submetidas a uma caracterização físico-química e microbiológica. No final do período de estudo, as misturas contendo CaO apresentaram um pH de  $12,9 \pm 0,3$ , enquanto aquelas com *dregs* registaram um pH de  $9,8 \pm 0,1$ . A mistura com CaO na concentração de 150 g/L revelou menores teores de azoto Kjeldahl total ( $1,8 \pm 0,1$  g/L) e de metais pesados ( $510 \pm 42,3$  mg Zn/kg,  $56,1 \pm 1,1$  mg Cu/kg,  $23,4 \pm 0,7$  mg Ni/kg,  $1,1 \pm 0,1$  mg Pb/kg e  $1,52 \pm 0,02$  mg Cd/kg) em comparação com a mistura equivalente contendo *dregs*. Nenhuma das amostras analisadas apresentou contaminação por *Salmonella* spp. ou *Escherichia coli*. Os resultados sugerem que tanto o CaO como os *dregs* apresentam potencial para a estabilização de efluentes de suínos, contribuindo para uma utilização circular e sustentável destes resíduos.

**Palavras-Chave:** Óxido de cálcio, *dregs*, nutrientes, metais pesados, efluente de suíno

**doi:** 10.22181/aer.2025.0407

\* Autor para correspondência  
E-mail: pedro.esperanco@esac.pt

# EFFECTIVENESS OF USING QUICKLIME AND DREGS IN REDUCING POLLUTANTS IN SWINE EFFLUENTS

*Pedro Esperanço<sup>a,b\*</sup>, André Costa<sup>a,b</sup>, Sara Barbosa<sup>a,b</sup>, Verónica Oliveira<sup>a,b</sup> Carla Rodrigues<sup>a,b</sup>*

<sup>a</sup> Instituto Politécnico de Coimbra, Rua da Misericórdia, Lagar dos Cortiços, São Martinho do Bispo, 3045-093 Coimbra, Portugal

<sup>b</sup> Centro de Estudos em Recursos Naturais, Ambiente e Sociedade (CERNAS), Instituto Politécnico de Coimbra, Bencanta, 3045-601 Coimbra, Portugal

## ABSTRACT

The use of livestock effluents as agricultural fertilisers is a practice that promotes the reuse of nutrients. However, its sustainable management is essential to reduce environmental impacts and maximise its fertilising potential. In order to assess the stabilisation of pig effluent, experimental trials were carried out using the addition of calcium oxide (CaO) and dregs. Mixtures at concentrations of 150 g/L, 250 g/L and 350 g/L of each of these substances were prepared and monitored over 35 days. The two mixtures that proved most effective in stabilising the pH were subsequently subjected to physico-chemical and microbiological characterisation. At the end of the study period, the mixtures containing CaO had a pH of  $12.9 \pm 0.3$ , while those with dregs had a pH of  $9.8 \pm 0.1$ . The mixture with CaO at a concentration of 150 g/L showed lower levels of total Kjeldahl nitrogen ( $1.8 \pm 0.1$  g/L) and heavy metals ( $510 \pm 42.3$  mg Zn/kg,  $56.1 \pm 1.1$  mg Cu/kg,  $23.4 \pm 0.7$  mg Ni/kg,  $1.1 \pm 0.1$  mg Pb/kg and  $1.52 \pm 0.02$  mg Cd/kg) compared to the equivalent mixture containing dregs. None of the samples analysed showed contamination by *Salmonella* spp. or *Escherichia coli*. The results suggest that both CaO and dregs have the potential to stabilise swine effluents, contributing to a circular and sustainable use of this waste.

**Keywords:** Calcium oxide, dregs, nutrients, heavy metals, swine effluents

**doi:** 10.22181/aer.2025.0407

\* Corresponding author  
E-mail: pedro.esperanco@esac.pt

## 1 Introdução

Os efluentes resultantes da atividade pecuária suinícola são caracterizados por terem elevados teores de matéria orgânica e nutrientes como azoto e fósforo (Cheng et al., 2020; Wu et al., 2023) o que lhes confere características interessantes para uso agrícola. No entanto, é essencial caracterizar as explorações, bem como os efluentes por elas gerados, avaliando soluções que permitam a sua valorização, o cumprimento de normas ambientais, garantindo a proteção da água e do solo. Habitualmente, o tratamento e valorização destes efluentes ocorre através da digestão anaeróbia, da separação sólido-líquido, de processos aeróbios, entre outros, que permitem a sua aplicação ao solo, ou a descarga em meio hídrico, no cumprimento das normas legalmente estabelecidas (Deng et al., 2023). Embora eficientes, esses tratamentos encontram desafios, como a produção de lamas, a presença de metais pesados (Li et al., 2020), antibióticos (Huang et al., 2017) e microrganismos patogénicos que levantam preocupações para a saúde pública (Viancelli et al., 2015) e dificultam o cumprimento das normas de descarga (Cheng et al., 2020). Outras estratégias têm sido estudadas para garantir o uso adequado dos efluentes de suinicultura ao solo. A utilização de estabilizantes químicos, como o óxido de cálcio (CaO), o qual se destaca devido à sua forte alcalinidade, pode constituir uma alternativa. Quando misturado com substratos de elevada humidade, promove modificações nos compostos orgânicos presentes (Gu et al., 2020). Devido à sua simplicidade e baixo custo, a adição de CaO é uma técnica frequentemente utilizada no tratamento de lamas provenientes de estações de tratamento de água residual, nas quais provoca reações exotérmicas, destruindo organismos patogénicos com o aumento de temperatura e pH, chegando aos 50 °C e 12,4, respetivamente (Gusmão, 2023). Ocorre também a redução de mobilidade de metais pesados que precipitam em forma de hidróxido e os cheiros devido a presença de sulfeto de hidrogénio (H<sub>2</sub>S) diminuem com a adição de CaO (Li et al., 2023; Loughlaimi et al., 2024). O CaO reage ainda com o fósforo e o azoto prevenindo a eutrofização de recursos hídricos e o elevado pH fornece uma barreira de proteção à mistura resultante. Por sua vez, os *dregs*, são um subproduto alcalino da indústria de papel, resultante do processo de Kraft, que atualmente apenas uma pequena parte é utilizada por outras indústrias, sendo comumente encaminhados para aterros ou aplicados diretamente no solo (Stahre et al., 2024). No entanto, as suas características físico-químicas podem conferir-lhe potencial para a valorização de efluentes. Estudos indicam os *dregs* como tendo um pH próximo de 10, com alto valor de neutralização, teores de cálcio entre os 30% e 35%, magnésio entre 1% e 3%, e outros elementos como potássio, sódio, cobre, zinco em concentrações vestigiais (Almeida et al., 2007; Martins et al., 2007; Stahre et al., 2024).

Este estudo teve como objetivos: i) avaliar as características físico-químicas e microbiológicas dos efluentes de uma suinicultura; ii) analisar o tratamento e estabilização desses efluentes com diferentes concentrações de cal e *dregs*; e iii) avaliar as misturas mais eficazes, considerando os parâmetros físico-químicos e microbiológicos, referidos na Portaria n.º 79/2022 de 3 de fevereiro, para a gestão de efluentes pecuários.

## 2 Materiais e métodos

### 2.1 Recolha de efluente

Para a realização dos ensaios de estabilização, o efluente bruto (EB) foi recolhido no primeiro tanque de receção de uma exploração de suínos e transportado em contentores de plástico de 25 L sob condições adequadas até ao laboratório. A caracterização físico-química do EB envolveu a determinação dos parâmetros, pH, sólidos totais (ST), carência química de oxigénio (CQO), azoto Kjeldahl total (NKT) e fósforo total (P<sub>tot</sub>), potássio (K), magnésio (Mg), cálcio (Ca), micronutrientes e metais pesados: zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb), crómio (Cr) e mercúrio (Hg). Adicionalmente

realizou-se uma caracterização microbiológica em termos de *Salmonella* spp. e *Escherichia Coli*.

O pH foi determinado com um medidor de pH (HANNA instruments HI9025), os ST, o NKT e  $P_{tot}$  foram determinados de acordo com APHA (2017). A CQO foi determinada com base no método Kit LCK914 COD Method (LCK), comercializado pela HACH®. A determinação analítica dos restantes parâmetros, no resíduo seco, teve por base a EN 13346.

## 2.2 Ensaio de estabilização

### 2.2.1 Preparação das misturas

De acordo com Valderrama et al. (2013), a aplicação de cal em concentrações entre os 20% e 30% no tratamento de lamas asseguram condições para manter o pH acima de 12, promovendo a inativação de microrganismos e uma redução da humidade, contribuindo para uma desinfeção e higienização eficaz dos efluentes. Considerando o reportado neste estudo, para se efetuarem os ensaios de estabilização foram preparadas as seguintes misturas de efluente com diferentes concentrações de CaO e *dregs* (w/v):

M1 CaO - Mistura com 15% de CaO

M2 CaO - Mistura com 25% de CaO

M3 CaO - Mistura com 35% de CaO

M1 *dregs* - Mistura com 15% de *dregs*

M2 *dregs* - Mistura com 25% de *dregs*

O volume das misturas preparadas foi de 2,5L. Inicialmente, pesou-se a quantidade necessária de CaO ou *dregs* correspondente à percentagem definida para cada mistura. De seguida, o volume total de efluente suíno foi medido com o auxílio de uma proveta e transferido para um recipiente com capacidade para 12,5 L. A adição de CaO e *dregs* previamente pesados ao efluente foi feita de forma gradual, sob homogeneização manual cuidadosa, em ambiente aberto e bem ventilado, até se obter uma mistura uniforme. Adicionalmente, foi considerado um volume de 2,5L de efluente bruto (EB), considerado como ensaio controlo (C).

Para cada mistura e controlo foram efetuadas três réplicas, perfazendo um total de 18 contentores. Estes foram colocados num espaço interior, destapados e sujeitos à luz solar indireta (**Figura 1**).



**Figura 1.** Contentores e misturas durante o decorrer do ensaio.

## 2.2.2 Monitorização e avaliação

Durante o período de estabilização das misturas, foram realizadas medições periódicas de pH e temperatura ao longo de 35 dias, com o objetivo principal de avaliar a evolução e manutenção do pH, confirmando se uma estabilização tanto química como físico-química se manteria a médio/longo prazo. Após o período de estabilização, de 35 dias, foram recolhidas amostras das misturas M1 CaO e M1 *dregs*, pois a estabilização de pH foi semelhante às outras misturas e obtida com concentrações mais baixas de cal e *dregs*. Estas misturas foram as selecionadas para ser realizada a sua caracterização físico-química e microbiológica. À semelhança da caracterização realizada para o EB, foram, para estas duas misturas e controlo, determinados os seguintes parâmetros: ST, CQO, NKT,  $P_{tot}$ , K, Mg, Ca, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Hg, e *Salmonella* spp. e *E. Coli*.

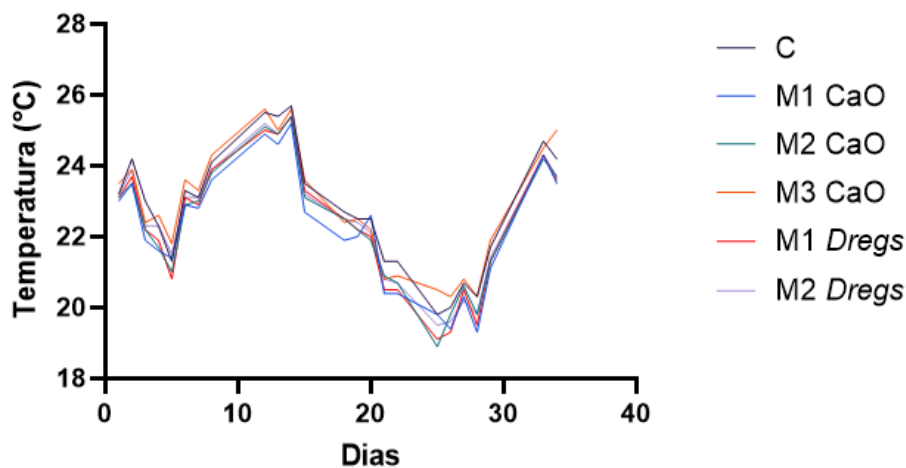
## 2.2.3 Análise Estatística

Os resultados obtidos da caracterização físico-química ao EB, ao controlo (C) e às misturas M1 CaO e M1 *dregs*, foram comparados por análise de variância unidirecional (One-Way ANOVA) (Ross & Wilson, 2017), seguida do teste de Tukey no programa GraphPad Prism (GraphPad Software, versão 9.3.1, 2021) para avaliar a existência de diferenças significativas entre as médias obtidas para cada parâmetro nos diferentes tratamentos. Sempre que a ANOVA indicou diferenças estatisticamente significativas (p-value < 0,05), realizou-se o teste de Tukey para identificar quais tratamentos apresentavam diferenças significativas entre si, adotando em ambos os casos um nível de significância de p-value < 0,05.

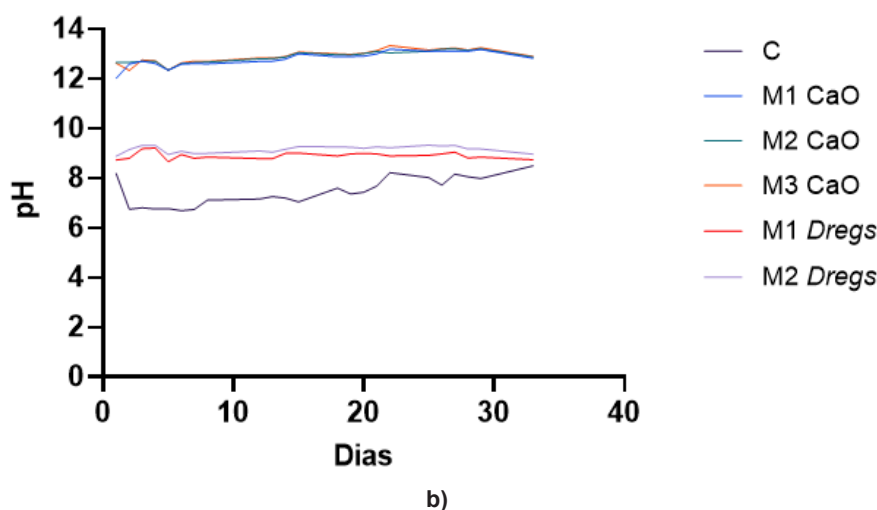
## 3 Resultados e discussão

### 3.1 Monitorização de temperatura e pH do ensaio de estabilização

Durante o ensaio de estabilização, as medições de temperatura e pH foram iniciadas nas primeiras 24 horas após a adição de CaO e *dregs*. A partir do 1º dia, registou-se a temperatura de todas as misturas bem como do controlo, tendo-se observado o valor de  $22,5 \pm 1,8$  °C, com valores mínimos de  $19,6 \pm 0,9$ °C e máximos de  $25,4 \pm 0,2$ °C (Figura 2). O pH das misturas de CaO estabilizou em  $12,8 \pm 0,3$  para a M1 CaO,  $12,9 \pm 0,2$  para a M2 CaO e  $12,9 \pm 0,3$  para a M3 CaO. As misturas de *dregs* estabilizaram em  $8,9 \pm 0,1$  (M1 *Dregs*) e  $9,2 \pm 0,1$  (M2 *Dregs*). Todas as misturas resultaram num aumento do pH em relação ao controlo (C) ( $7,4 \pm 0,6$ ), devido às reações entre os materiais utilizados e a água do efluente, que favoreceram a formação de iões hidróxido (Gu et al., 2020). Com base nestes resultados, as misturas M1 CaO e M1 *dregs*, foram submetidas a caracterização físico-química e microbiológica.



a)



**Figura 2.** Temperatura (a) e pH (b) das diferentes misturas e controle ao longo do ensaio de estabilização

A monitorização de ambos os parâmetros não foi realizada no exato momento de adição de CaO e dregs, pelo que não retrata a reação química inicial, considerando-se a possibilidade de para a temperatura, ser apenas um reflexo da temperatura ambiente nas misturas, o que foi uma limitação no ensaio realizado.

### 3.2 Caracterização físico-química e microbiológica

A caracterização físico-química do efluente no tempo inicial e final, bem como das misturas M1 CaO e M1 *dregs* apresenta-se na **Tabela 1**. Os resultados indicaram que os valores de ST e CQO foram mais elevados na mistura com CaO ( $276,8 \pm 87,6$  g/L e  $35,5 \pm 1,2$  g/L, respetivamente) do que na mistura com *dregs* ( $87,6 \pm 4,9$  g/L e  $31,4 \pm 10,4$  g/L, respetivamente).

Quanto aos macronutrientes, na mistura com CaO, o Ca apresentou a maior concentração ( $108,1 \pm 14,3$  g/L), seguido por K ( $4,0 \pm 0,4$  g/L), magnésio (Mg) ( $0,9 \pm 0,1$  g/L), NKT ( $1,8 \pm 0,1$  g/L) e  $P_{tot}$  ( $1,0 \pm 0,1$  g/L). Já na mistura com *dregs*, o Ca foi o elemento mais abundante ( $14,1$  g/L), seguido por K ( $4,0 \pm 0,8$  g/L), Mg ( $2,1 \pm 0,5$  g/L), NKT ( $2,5 \pm 0,2$  g/L) e  $P_{tot}$  ( $1,4 \pm 0,1$  g/L). De realçar a diminuição de NKT, que foi superior na mistura com CaO (M1 CaO) ( $1,8 \pm 0,1$  g/L) quando comparado às restantes alternativas, possivelmente pelo elevado pH ( $>11$ ) que promove a emissão de amoníaco ( $NH_3$ ) e óxido nitroso ( $N_2O$ ) como reportado por outros autores (Georgiou et al., 2019). Li et al. (2020) refere a possibilidade de utilização de sais de magnésio e de fósforo, para reduzir a perda de azoto pela formação de estruvite. Outras opções podem incluir a remoção prévia de  $NH_3$ , através de oxidação eletroquímica, adsorção (ex. carvão ativado), *stripping* (remoção de  $NH_3$  com auxílio de gás), entre outras estratégias (Farghali et al., 2024) Destaca-se, no entanto, que a adição de *dregs* ( $2,5 \pm 0,2$  g/L) não resultou em perdas adicionais deste nutriente essencial em relação ao efluente bruto ( $2,6 \pm 0,2$  g/L), indicando que o uso deste resíduo não compromete a disponibilidade de azoto para fins agrícolas.

A mistura com *dregs* apresentou concentrações mais elevadas de metais pesados, nomeadamente Zn ( $510 \pm 42,3$  mg/kg), Cu ( $56,1 \pm 1,1$  mg/kg), Ni ( $23,4 \pm 0,7$  mg/kg), Pb ( $1,1 \pm 0,1$  mg/kg) e Cd ( $1,52 \pm 0,02$  mg/kg), em comparação com a mistura de CaO.

Além disso, ao final dos 35 dias de estabilização, nenhuma das misturas apresentou a presença de *Salmonella* spp. ou *Escherichia coli*, o que está em conformidade com outros estudos que indicam que o aumento do pH promove a inativação de microrganismos patogénicos (Viancelli et al., 2015, Zhang et al., 2022). No entanto, é necessário referir, que a inativação pode ser revertida pela diminuição de pH, por exemplo após a aplicação



da matéria fertilizante ao solo, o que poderia ser prevenido pelas elevadas temperaturas obtidas aquando da adição de CaO levando a uma diminuição da taxa de sobrevivência dos microrganismos, efeito este não confirmado no estudo.

**Tabela 1.** Caracterização físico-química do efluente e das misturas (média ± desvio-padrão)

Parâmetro	Unidades	EB	C	M1 CaO	M1 Dregs	VLA	p-value
ST	g/L	37,7±1,3	60,4±3,3	276,8±10,9	87,6±4,9	n.d	<0,0001*
CQO	g/L	43,6±1,2	27,4±5,1	35,5±1,2	31,4±10,4	n.d	0,0597
NKT	g/L	4,10±0,1	2,6±0,2	1,8±0,1	2,5±0,2	n.d	<0,0001*
P <sub>tot</sub>	g/L	1,1±0,2	1,6±0,2	1,0±0,1	1,4±0,1	n.d	0,0003*
Ca	mg/kg, bs	63,1±3,5	4,8±1,3	108,1±14,3	14,1±3,5	n.d	<0,0001*
Mg	mg/kg, bs	11,8±0,8	0,8±0,1	0,9±0,1	2,1±0,5	n.d	<0,0001*
K	mg/kg, bs	76,9±3,1	4,6±0,6	4,1±0,4	4,0±0,8	n.d	<0,0001*
Cu	mg/kg, bs	335,0±27,9	329,2±50,9	56,1±1,1	241,2±34,2	400	<0,0001*
Ni	mg/kg, bs	21,5±0,4	19,2±4,8	23,4±0,7	29,5±4,9	200	<0,0001*
Zn	mg/kg, bs	3065,1±336,8	3048,5±498,7	510,3±42,9	2123,4±335,5	1000	0,0325*
Cd	mg/kg, bs	8,2±1,4	10,2±1,5	1,5±0,0	9,2±0,8	3	<0,0001*
Pb	mg/kg, bs	2,5±0,4	3,3±0,7	1,1±0,3	3,7±0,8	300	0,0134*
Hg	mg/kg, bs	0,03±0,00	0,05±0,01	0,00±0,00	0,04±0,00	3	<0,0001*

bs – base seca; VLA – valor limite de aplicação em solo; n.d. – Não definido na Portaria 79/2022, de 3 de fevereiro. \*p-value <0,05 significa diferenças estatisticamente significativas entre as médias obtidas em cada amostra.

Relativamente à análise de variância unidirecional (One-Way ANOVA), esta revelou diferenças estatisticamente significativas nas médias de todos os parâmetros em cada tratamento (p-value < 0,05) à exceção da CQO. Procedendo-se então ao teste de Tukey cujos resultados se apresentam na **Tabela 2**, que compara a média de cada tratamento verificando se existem diferenças significativas entre as médias obtidas para cada parâmetro em cada um dos tratamentos (p-value < 0,05).

Observa-se que a mistura M1 CaO é estatisticamente diferente das restantes para a maioria dos parâmetros analisados, não apresentando diferenças significativas para a CQO e P<sub>tot</sub> quando comparada com o efluente inicial (EB).

Em termos dos ST, a diferença foi estatisticamente significativa entre todas as amostras, sugerindo que a adição de cal, *dregs* e inclusive o repouso do efluente leva a variações elevadas no teor de sólidos. De igual forma o NKT também apresentou diferenças significativas na maioria dos casos, exceto entre o controlo (C) e M1 *dregs*. Os restantes elementos apresentam variações de comportamento entre as diferentes amostras. O Ca, Mg, K e Zn apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre todas as amostras. O Cu, seguiu um padrão semelhante, exceto na comparação entre o controlo (C) e M1 *dregs*. O Ni e o Pb, por outro lado, mostraram diferenças significativas apenas em casos pontuais. O Hg, que apresentou diferenças significativas quando comparado ao efluente no tempo inicial, mas não apresentou diferenças entre as misturas e o efluente bruto ao final de 35 dias.

**Tabela 2.** p-value obtido no teste de Tukey

Parâmetros	EB vs C	EB vs M1 CaO	EB vs M1 dregs	C vs M1 CaO	C vs M1 dregs	M1 CaO vs M1 dregs
ST	0,0003*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*
CQO	0,0497*	0,4394	0,1536	0,4171	0,8511	0,8421
NKT	<0,0001	<0,0001*	<0,0001*	0,0011*	0,8778	0,0025*
P <sub>tot</sub>	0,0020*	0,2930	0,0684	0,0003	0,0967	0,0052*
Ca	0,8355	<0,0001*	0,0065*	<0,0001*	0,0193*	<0,0001*
Mg	0,7948	0,0029*	0,0003*	0,0010*	0,0008*	<0,0001*
K	0,9999	<0,0001*	0,0018*	<0,0001*	0,0019*	0,0018*
Cu	0,9964	<0,0001*	0,0375*	<0,0001*	0,0504	0,0007*
Ni	>0,8394	>0,9112	>0,0857	>0,4888	<0,0268*	>0,2120
Zn	>0,9999	<0,0001*	<0,0412*	<0,0001*	<0,0447*	<0,0020*
Cd	>0,1929	0,0003*	0,6819	<0,0001*	>0,6965	<0,0001*
Pb	>0,6576	0,1742	>0,2917	<0,0336*	>0,8754	<0,0122*
Hg	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*	>0,0847	>0,9046	0,1545

\*p-value <0,05, significa diferenças estatisticamente significativas entre as amostras analisadas

De um modo geral, os resultados sugerem que o tratamento com M1 CaO se diferencia significativamente dos demais tratamentos para a maioria dos parâmetros, podendo isso estar associado às características físico-químicas do tratamento aplicado e a sua interação com os compostos presentes no efluente. Importa referir que as diferenças significativas encontradas entre o EB e o C podem ser explicadas pela estabilização natural ocorrida ao longo dos 35 dias no chorume, na presença de agitação diária, evaporação do efluente e possíveis perdas por volatilização.

## 4 Conclusões

Em conclusão, os resultados obtidos demonstram que a estabilização química é uma estratégia promissora para a valorização de efluentes pecuários, permitindo cumprir os requisitos legais para a sua aplicação em solos agrícolas. A cal revelou-se a opção mais eficaz, promovendo a redução de microrganismos patogénicos e a imobilização de metais pesados, garantindo assim um produto final mais seguro e adequado ao uso agrícola de acordo com a Portaria n.º 79/2022, de 3 de fevereiro.

A estabilização com *dregs* apresentou potencial, mas os níveis de zinco e cádmio acima dos limites legais indicam a necessidade de estudos adicionais para otimizar a sua aplicação. Deste modo, a estabilização química com cal e *dregs* pode contribuir para uma gestão mais sustentável dos resíduos pecuários, reduzindo o impacto ambiental e promovendo a economia circular na agricultura. Contudo, são necessários estudos complementares para avaliar a viabilidade a curto e longo prazo, os efeitos no solo e possíveis otimizações do processo. De referir, que um dos desafios do uso de CaO é a libertação de amónia, com impactes para o meio ambiente, tornando relevante a investigação de estratégias para a sua captura durante o tratamento. Além disso, elevado pH pode ser benéfico para solos ácidos, mas também pode impactar negativamente determinadas culturas.



Preende-se ainda proceder ao estudo de concentrações inferiores às usadas de ambos os compostos, avaliando se os efeitos observados neste trabalho se mantêm. Adicionalmente considera-se o estudo de outros agentes em comparação e associação aos estudados neste trabalho, como é o caso da cal hidratada  $\text{Ca(OH)}_2$ , cujos efeitos são promissores para o tratamento de efluentes e cuja reatividade no processo de mistura é inferior ao da cal viva.

## Agradecimentos

Este trabalho foi financiado por fundos nacionais pela FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia, I.P., através do projeto CERNAS (UIDB/00681/2020).

V. Oliveira agradece o financiamento nacional da FCT através do programa de contrato de emprego científico institucional (DOI: 10.54499/CEECINST/00077/2021/CP2798/CT0002).

À empresa SONDALIS, Lda pelo fornecimento do chorume e da cal utilizada neste ensaio e à Celbi, S.A. por ter disponibilizado os *dregs*.

## Referências

- Almeida, H. C., Silveira, C. B. da, Ernani, P. R., Campos, M. L., & Almeida, D. (2007). Composição química de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose (*DREGS*). *Química Nova*, 30(7), 1669–1672. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422007000700032>
- APHA (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). Washington DC: American Public Health Association.
- Cheng, H.-H., Narindri, B., Chu, H., & Whang, L.-M. (2020). Recent advancement on biological technologies and strategies for resource recovery from swine wastewater. *Biorescience Technology*, 122861. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122861>
- Deng, L., Zheng, D., Zhang, J., Yang, H., Wang, L., Wang, W., He, T., & Zhang, Y. (2023). Treatment and utilization of swine wastewater – A review on technologies in full-scale application. *Science of the Total Environment*, 880, 163223–163223. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163223>
- Farghali, M., Chen, Z., Osman, A. I., Ali, I. M., Hassan, D., Ihara, I., Rooney, D. W., & Yap, P.-S. (2024). Strategies for ammonia recovery from wastewater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 22. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01768-6>
- Georgiou, D., Liliopoulos, V., & Aivasidis, A. (2019). Investigation of an integrated treatment technique for anaerobically digested animal manure: Lime reaction and settling, ammonia stripping and neutralization by biogas scrubbing. *Biorescience Technology Reports*, 5, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.01.001>
- Gu, H., Lin, W., Sun, S., Wu, C., Yang, F., Ziwei, Y., Chen, N., Ren, J., & Zheng, S. (2020). Calcium oxide modification of activated sludge as a low-cost adsorbent: Preparation and application in Cd(II) removal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 209, 111760. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111760>
- Gusmão, A. (2023). Caracterização química e biológica de lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR's). Dissertação de Mestrado. <http://hdl.handle.net/10198/28601>
- GraphPad Software. (2021). *GraphPad Prism* (versão 9.3.1) [Software]. San Diego, CA :GraphPad Software. Disponível em <https://www.graphpad.com>.
- Huang, X., Zheng, J., Liu, C., Liu, L., Liu, Y., & Fan, H. (2017). Removal of antibiotics and resistance genes from swine wastewater using vertical flow constructed wetlands: Effect of hydraulic flow direction and substrate type. *Chemical Engineering Journal*, 308, 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.110>
- Li, Y., Liu, T., Song, J., Lv, J., & Jiang, J. (2020).

- Effects of chemical additives on emissions of ammonia and greenhouse gas during sewage sludge composting. *Process Safety and Environmental Protection*, 143, 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.056>
- Li, H., Wang, H., Yang, X., Zhang, Q., & Wang, Y. (2023). Effect of exogenous CaO addition on H<sub>2</sub>S production from waste activated sludge and its influence mechanism. *Water Research*, 241, 120171–120171. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120171>
- Loughlaimi I, Bakher Z, Zouhri A. Enhanced Heavy Metal Removal from Wastewater Produced by Chemical Analysis Laboratory Using Calcium Oxide Precipitation: pH Improvement and Characterization of Precipitated Phases. *JOTCSA*. 2024;11(1):83-92. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.1321183>
- Martins, F., Martins, J., Ferracin, L., & Dacunha, C. (2007). Mineral phases of green liquor dregs, slaker grits, lime mud and wood ash of a Kraft pulp and paper mill. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1-2), 610–617. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.057>
- Ross, A., & Willson, V. L. (2017). One-Way Anova. *Basic and Advanced Statistical Tests*, 21–24. [https://doi.org/10.1007/978-94-6351-086-8\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-6351-086-8_5)
- Stahre, N., Sartz, L., & Bäckström, M. (2024). Chemical characterization of green liquor dregs from 16 Swedish pulp and paper mills between 2017 and 2019. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(32), 45011–45034. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34074-3>
- Valderrama, C., Granados, R., & Cortina, J. L. (2013). Stabilisation of dewatered domestic sewage sludge by lime addition as raw material for the cement industry: Understanding process and reactor performance. *Chemical Engineering Journal*, 232, 458–467. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.07.104>
- Viancelli, A., Kunz, A., Fongaro, G., Kich, J. D., Barardi, C. R. M., & Suzin, L. (2015). Pathogen Inactivation and the Chemical Removal of Phosphorus from Swine Wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(8). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2476-5>
- Wu, H., Li, A., Zhang, H., Gao, S., Li, S., Cai, J.-X., Yan, R., & Xing, Z. (2023). The potential and sustainable strategy for swine wastewater treatment: Resource recovery. *Chemosphere*, 336, 139235–139235. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139235>
- Zhang R., Hu R., Bocharnikova E., Matichenkov V. (2022) Co-treatment with silicon and quicklime in pig manure application as a promising option of environmental management. *J. Environ. Manage.* (309) 114684. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114684>.