

CAPÍTULO 1

SUSTENTABILIDADE DA FERTILIZAÇÃO FOSFATADA: FONTES ALTERNATIVAS DE FÓSFORO COMO FERTILIZANTES AGRÍCOLAS

Data de submissão: 24/09/2021

Data de aceite: 22/10/2021

Carmo Horta

Instituto Politécnico de Castelo Branco
Escola Superior Agrária – Portugal
Centro de Estudos CERNAS-IPCB
Castelo Branco – Portugal
<https://orcid.org/0000-0003-0101-1599>

António Canatário Duarte

Instituto Politécnico de Castelo Branco
Escola Superior Agrária – Portugal
Centro de Estudos CERNAS-IPCB
Castelo Branco – Portugal
GeoBioSciences, GeoTechnologies and
GeoEngineering
Pólo da Universidade da Beira Interior (UBI)
Rua Marquês de Ávila e Bolama, 6201-001
Covilhã – Portugal
<https://orcid.org/0000-0002-0319-378X>

RESUMO: As reservas naturais de rocha fosfatada têm sido a matéria-prima tradicional dos fertilizantes fosfatados, estimando-se que 80% de quantidade explorada se destina à produção de adubos minerais para uso agrícola. O aumento da população mundial, e o consequente aumento na procura de alimentos, tem conduzido a um aumento

crescente no consumo de fósforo. Deste modo, a continua exploração deste recurso não renovável irá realizar-se sucessivamente em depósitos com menor concentração de fósforo, e com maior teor de impurezas, como por exemplo teores mais elevados de elementos tóxicos (ex: crómio, cádmio, chumbo e fluor) obtendo-se assim, uma matéria prima cada vez mais cara e de menor qualidade. Sendo o fósforo um nutriente essencial para todas as formas de vida, e que não pode ser substituído por nenhum outro elemento químico, torna-se evidente a necessidade urgente de tomar medidas para o seu uso sustentável. Neste capítulo são apresentados dados e são discutidas opções para o seu uso agrícola, que contribuirão, através da sua reutilização e reciclagem, para a proteção do fósforo como recurso natural.

PALAVRAS-CHAVE: Chorume. Compostos. Estrume. Estruvita. Rocha fosfatada.

SUSTAINABILITY OF PHOSPHORUS
FERTILISATION: ALTERNATIVE SOURCES
OF PHOSPHORUS AS FERTILISERS

ABSTRACT: Phosphate rock (PR) reserves have been the traditional raw material for phosphate fertilizers. It is estimated that 80% of the PR explored is used in the manufacture of mineral fertilizers for agricultural use. The increase in the world population and the consequent increase in the demand for food has led to an increasing consumption of

phosphorus. Thus, the continuous exploitation of this non-renewable PR resource will be carried out successively in deposits with a lower concentration of phosphorus and with a higher content of impurities (e.g. toxic elements such as chromium, cadmium, lead and fluorine), thus obtaining a raw material that is increasingly more expensive and of lower quality. Since phosphorus is an essential nutrient for all forms of life and cannot be replaced by any other chemical element, take measures for its sustainable use becomes evident and urgent. This chapter focus on data about current and future phosphorus exploitation and about options for phosphorus agricultural use that can contribute to the protection of PR resources through its reuse and recycling.

KEYWORDS: Slurry. Compost. Manure. Struvite. Phosphate rock.

1 O FÓSFORO COMO NUTRIENTE VEGETAL

O fósforo (P) é um nutriente essencial para todas as formas de vida, o que significa que as funções que desempenha nos organismos vivos não podem ser desempenhadas por nenhum outro elemento mineral. O P entra na cadeia alimentar através da absorção pelas raízes das plantas de iões fosfato (principalmente H_2PO_4^-) presentes na solução do solo. No que diz respeito às culturas agrícolas, o fósforo é um elemento determinante não só para a produção de biomassa, mas também para a qualidade alimentar da produção agrícola. Como nutriente essencial dos seres vivos, o fósforo tem um importante papel estrutural como constituinte a nível celular dos ácidos nucleicos (DNA e RNA), e dos fosfolípidos nas biomembranas. Desempenha também um importante papel na transferência de energia nas células, nos processos metabólicos de biossíntese e de degradação. Neste caso, a sua presença nas células ocorre sob a forma de esteres fosfatados e em ligações fosfatadas com elevado conteúdo energético (ligações pirofosfato). Os esteres fosfatados constituem compostos intermediários em diversas vias metabólicas de biossíntese e degradação. A energia contida nas ligações pirofosfato é acumulada na célula em moléculas como a adenosina trifosfato (ATP) e, nas plantas por exemplo, utilizada na biossíntese do amido ou na absorção de iões. A hidrólise de cada ligação fosfato do ATP liberta cerca de 30 kJ por mole de ATP. O P pode também ser acumulado nas sementes como substância de reserva em sais do ácido fítico (fitatos), constituindo a primeira fonte de P durante a germinação das sementes para a formação dos lípidos das membranas celulares e dos ácidos nucleicos. Nos animais, o fósforo é ainda necessário para a formação dos ossos e dentes, onde ocorre na forma de hidroxiapatite, forma química do fósforo co-precipitado com o cálcio (Marschner, 1995; Schachtman *et al.*, 1998). Durante o crescimento vegetativo o teor de P na matéria seca das plantas situa-se entre os 0,3 a 0,5%. Em geral os solos nativos têm valores de fósforo disponível inferiores aos requeridos pelas culturas. Vance *et al.* (2003) referem que mais de 40%

dos solos agrícolas a nível mundial têm teores baixos de P biodisponível e necessitam de fertilização fosfatada. Um adequado teor de P no solo é necessário não só para a nutrição das plantas, mas também para a segurança alimentar e a saúde humana. Dado que o P não pode ser substituído por outro elemento mineral nos processos metabólicos, os seres humanos dependem da disponibilidade de P nos sistemas agrícolas.

2 O FÓSFORO COMO RECURSO NATURAL

As reservas naturais de rocha fosfatada têm sido a matéria-prima tradicional dos fertilizantes fosfatados, e constituem um recurso natural não renovável. Estima-se que o consumo mundial de P_2O_5 através de fertilizantes e usos industriais aumente de 47 milhões de toneladas em 2020, para 49 milhões de toneladas em 2022 (FAO, 2019). Este aumento será devido principalmente ao consumo de países Asiáticos e da América do Sul. Por sua vez, o consumo de P_2O_5 dos Estados Unidos da América tem-se mantido estável na última década, e situa-se nos 4 milhões de toneladas por ano (USGS, 2021), enquanto que o consumo de P_2O_5 na Europa se situou em 2021 em 4,7 milhões de toneladas (FAO, 2019). Como se pode observar na Tabela 1, Marrocos e Saara Ocidental possui a maior quantidade de reservas fosfatadas, com 70,4% em relação às reservas mundiais, seguido da China com 4,5% (USGS, 2021).

Neste trabalho seguiu-se a classificação da IFDC-International Fertilizer Development Center relativamente à classificação dos depósitos de rocha fosfatada em reservas e recursos. Assim, utilizou-se o termo reserva relativamente ao P contido nos depósitos de rochas fosfatadas, que pode ser extraído lucrativamente com a tecnologia existente e sob as condições económicas atuais. O termo recurso por sua vez, refere-se à quantidade de rocha fosfatada que pode potencialmente ser explorada em algum momento no futuro, tornando-a uma variável mais estática (Zapata, 2004).

Tabela 1. Quantidade de fósforo extraída em 2020, e reservas de rocha fosfatada estimada dos 15 países detentores de maiores reservas.

Países	Quantidade extraída - 2020	Reservas	Reservas mundiais
	10 ³ toneladas P_2O_5		%
África do Sul	2100	1400000	2,0
Algeria	1300	2200000	3,1
Arábia Saudita	6500	1400000	2,0
Austrália	2700	1100000	1,5
Brasil	5500	1600000	2,3
China	90000	3200000	4,5
Egipto	5000	2800000	3,9

Países	Quantidade extraída - 2020	Reservas	Reservas mundiais
	10 ³ toneladas P ₂ O ₅		%
Estados Unidos da América	24000	1000000	1,4
Finlândia	1000	1000000	1,4
Jordânia	9200	800000	1,1
Kazaquistão	1500	260000	0,4
Marrocos e Sahara Ocidental	37000	50000000	70,4
Peru	4000	210000	0,3
Rússia	13000	600000	0,8
Síria	360	1800000	2,5
Outros países	19840	1630000	2,3
Total mundial	223000	71000000	100

Fonte: USGS Survey, Mineral Commodity Summaries, 2021.

Pelos dados da Tabela 1 poder-se-ia estimar que as reservas mundiais de fósforo assegurariam por mais cerca de 300 anos a sua procura, tendo em conta a produção média de 2020. No entanto, as estimativas apontam para que as rochas fosfatadas como recurso a nível mundial se situam num valor de cerca de 300 biliões de toneladas. Deste modo, apesar de não se prever uma escassez iminente no fornecimento de fósforo para os seus diversos usos, a sua continua exploração irá realizar-se sucessivamente em depósitos com menor concentração de fósforo, inferior a 30% de P₂O₅, e com maior teor de impurezas, como por exemplo teores mais elevados de elementos tóxicos como o crómio, cádmio, chumbo e fluor (Sabiha-Javied *et al.*, 2009), obtendo-se uma matéria prima cada vez mais cara e de menor qualidade. Para o fabrico de fertilizantes a rocha fosfatada deve conter pelo menos 28% de P₂O₅, caso contrário deverá passar por um tratamento adicional para aumentar essa concentração (Jasinski, 2012). A classificação do *Indian Bureau of Mines* das rochas fosfatadas quanto ao grau de pureza em P₂O₅ (i.e. a concentração em P₂O₅ na rocha fosfatada), e a sua posterior utilização apresenta-se na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação das reservas fosfatadas quanto à sua posterior utilização.

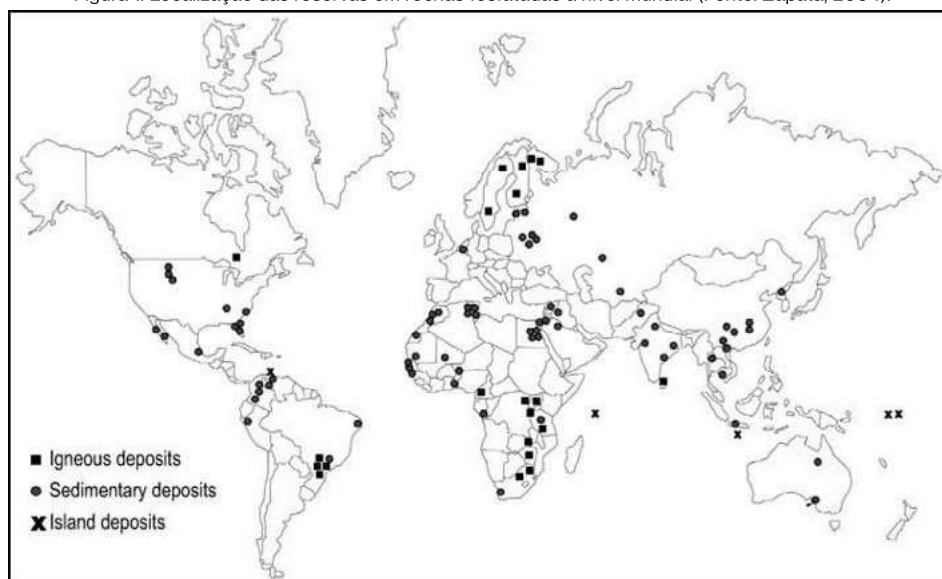
Grau	P ₂ O ₅ (%)	Utilização
Elevado	>30	Consideradas para o fabrico de fertilizantes fosfatados por via húmida.
Médio	25-30	Consideradas principalmente para rocha fosfatada acidulada, e para fosfatos após processos de baixa beneficiação.
Baixo	11-25	Para teores até 20% de P ₂ O ₅ pode ser considerado para a produção de rocha fosfatada parcialmente acidulada e para valores inferiores para aplicação direta ao solo.

Fonte: Samreen and Kausar, 2019.

Como se pode observar, nesta classificação o fabrico de fertilizantes por via húmida (ataque da rocha fosfatada com ácidos) é feito unicamente em rochas fosfatadas com pelo menos 30% de P_2O_5 , obtendo-se um fertilizante com pelo menos 90% do fósforo em formas químicas solúveis em água e disponíveis para as culturas. Abaixo deste teor, e até 20% de P_2O_5 , a rocha fosfatada pode ser acidulada e aplicada ao solo parcialmente processada. Neste caso tem uma menor proporção de P solúvel em água cerca de 20% e, portanto, apresenta o fósforo menos biodisponível a curto prazo. No caso da aplicação direta da rocha fosfatada ao solo (valores inferiores a 20% de P_2O_5), a libertação do P realiza-se lentamente à medida da meteorização da apatite e está muito dependente das propriedades do solo, em particular do pH.

Cerca de 80% do fósforo proveniente das reservas fosfatadas é utilizado na produção de adubos minerais para a agricultura. A nível mundial, a maior parte da rocha fosfatada utilizada na produção de fertilizantes minerais é de origem sedimentar (85%), a qual ocorre em depósitos de fosforites, embora depósitos de origem ígnea possam ser utilizados. A localização geográfica destes depósitos encontra-se assinalada na Figura 1.

Figura 1. Localização das reservas em rochas fosfatadas a nível mundial (Fonte: Zapata, 2004).



A nível Mundial, a exploração crescente das reservas de rocha fosfatada, bem como a utilização crescente de P na agricultura e a quase total dependência externa desta matéria prima pelos países da União Europeia (apenas a Finlândia possui

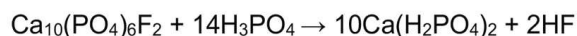
depósitos de rocha fosfatada), levou a Comissão Europeia a incluir, desde 2014, a rocha fosfatada na lista da União Europeia de matérias primas críticas e desde 2020 incluiu também o elemento fósforo (European Commission, 2020). Alguns estudos indicam que a crescente procura por fosfato, diminuindo os depósitos existentes, conduzirá a que num determinado momento a extração mundial de fósforo atingirá um pico, indo depois desacelerar apesar da crescente procura. Esse momento é conhecido como o “pico de extração do fósforo” (*peak phosphorus*), tendo sido apontado o ano de 2023 para a sua ocorrência pela Global Phosphorus Research Initiative (GPRI). Outros autores (van Vuuren *et al.*, 2010) referem que a tendência contínua em usar elevadas taxas de aplicação de P na agricultura, levarão ao esgotamento de mais de 50% dos recursos base até 2100, o que constitui uma séria ameaça à segurança no fornecimento de P.

3 PRODUÇÃO DE FERTILIZANTES FOSFATADOS

A apatite, é um fosfato mineral de cálcio com a fórmula química geral $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{X})_2$, podendo X ser F^- , OH^- ou Cl^- , sendo o principal constituinte das rochas fosfatadas. Frequentemente o fosfato encontra-se na forma de fluorapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$, como por exemplo hidroxi-fluorapatite $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH},\text{F})$, ou como carbonato-hidroxiapatite $(\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{CO}_3\text{OH})_2\text{F}$. A primeira fonte de fósforo aplicada em solos agrícolas foram os ossos que eram tratados com ácido sulfúrico para aumentar a disponibilidade deste nutriente para as culturas. Em meados do século XIX surgiu em Inglaterra a primeira fábrica de produção de adubo mineral fosfatado (superfosfato simples, SSP), que contém 16–20% de P_2O_5 e ainda 18–21% de Ca e 11–12% de S. O SSP obtém-se a partir da reação da rocha fosfatada com ácido sulfúrico de acordo com a seguinte equação:



O superfosfato concentrado ou triplo superfosfato (TSP), é obtido a partir da reação da rocha fosfatada com o ácido fosfórico:



O TSP tem um teor de 41–46% de P_2O_5 , e sendo mais concentrado em P, apresenta um teor $\leq 3\%$ de S e 10–12% de Ca.

A maior parte da rocha fosfatada (cerca de 70%) destinada à produção de fertilizantes é utilizada na produção de ácido fosfórico. O ácido fosfórico é normalmente obtido por via húmida através do ataque da rocha fosfatada com ácidos orgânicos, como

por exemplo o ácido sulfúrico, nítrico ou clorídrico. O ácido mais utilizado neste processo é o ácido sulfúrico, obtendo-se além do ácido fosfórico (20–30% de P_2O_5), também sulfato de cálcio hidratado através da seguinte reação química:



Segundo dados de 2017, a nível Mundial a produção anual de ácido fosfórico é de 43 milhões de toneladas, sendo a China o país com maior produção (17 milhões de toneladas), seguido pelos países do Sudeste e nordeste asiáticos com 10 milhões de toneladas, e os Estados Unidos da América com 8,4 milhões de toneladas (Essential Chemical Industry).

Cerca de 90% do ácido fosfórico produzido a nível mundial é utilizado no fabrico de fertilizantes, fosfatos diamónio (38%), monoamónio (29%), triplo superfosfato (8%) e para outros fertilizantes 15%. Para outros usos é utilizado 10%, que compreendem por exemplo suplemento de rações para animais, indústria alimentar (em bebidas, aditivos e conservantes), tratamento da água, detergentes, dentífricos, entre outros.

Na obtenção dos fosfatos monoamónio e diamónio (MAP e DAP), ocorre a reação entre o amoníaco (NH_3) com o ácido fosfórico (H_3PO_4):



O MAP apresenta 9–12% de N e 48–55% de P_2O_5 e o DAP 18% de N e 46% P_2O_5 .

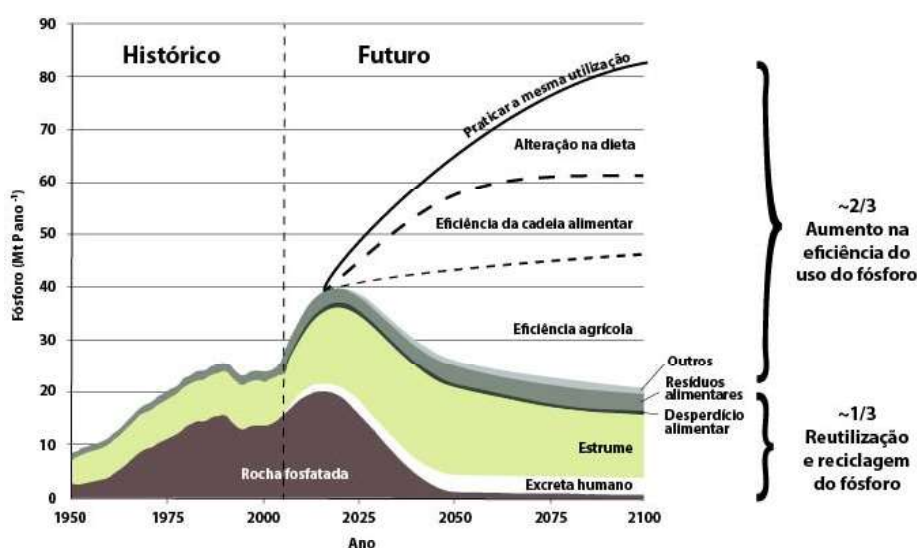
A rocha fosfatada pode também ser tratada termicamente (via seca), obtendo-se neste caso os termosfosfatos que não apresentam o fósforo solúvel em água, mas apenas em ácido cítrico com menor biodisponibilidade. O processo de produção ocorre com o tratamento térmico da rocha fosfatada a temperaturas de pelo menos 1200°C na presença de aditivos (por exemplo com serpentina obtendo-se o termofosfato magnésiano). Neste processo é destruída a estrutura cristalina da apatite, tornando-a mais facilmente meteorizável, e aumentando assim a biodisponibilidade do P. Os termofosfatos por apresentarem uma reação alcalina são indicados para solos ácidos tendo efeito como corretivos da acidez, e proporcionando uma fonte de fósforo de libertação lenta.

4 FONTES ALTERNATIVAS DE FÓSFORO COMO FERTILIZANTES AGRÍCOLAS

No contexto atual da economia circular, reutilizar e reciclar o fósforo que é incorporado num conjunto diversificado de resíduos, é importante para a sustentabilidade do uso do fósforo em particular na sua utilização agrícola (Withers *et al.*, 2015).

A Figura 2 mostra que uma alteração no uso antropogénico do fósforo é absolutamente necessária, e conduzirá a mudanças significativas na oferta e procura do fósforo. Assim, o cenário apresentado aponta para que uma redução efetiva da extração do fósforo a partir de depósitos naturais possa ser alcançada, terá que ser através de: (i) uma maior eficiência no uso do fósforo (2/3), e (ii) através de processos de reutilização e reciclagem do fósforo (1/3).

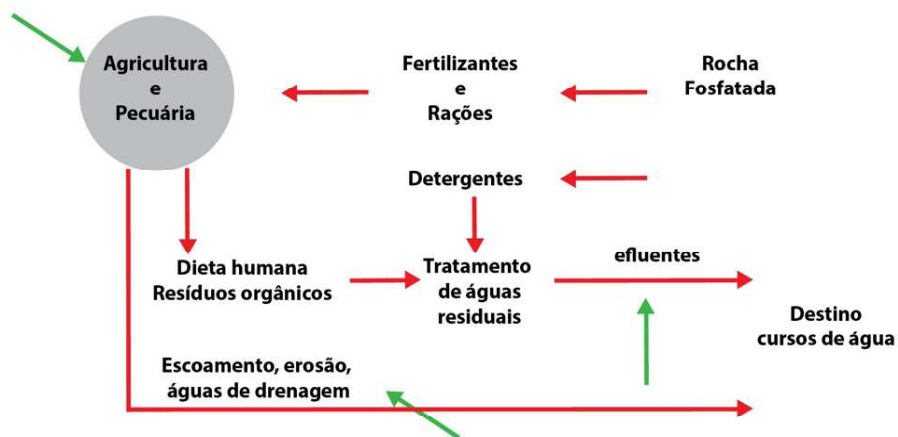
Figura 2. Cenário para alcançar a sustentabilidade no uso longo prazo do fósforo através da sua reutilização e reciclagem. (Fonte: Cordell *et al.*, 2011)



O atual ciclo de utilização antropogénica do fósforo ocorre em modelo aberto (Figura 3), com perdas significativas de fósforo principalmente para os cursos de água, o que tem contribuído para a eutrofização acelerada da maior parte dos cursos de água nos países industrializados. A reutilização e reciclagem em agricultura de um conjunto de bioresíduos, nos quais o fósforo foi incorporado, bem como a utilização de melhores práticas agrícolas que diminuam as suas perdas por escoamento e erosão, contribuirá para fechar o seu ciclo de utilização (indicado pelas setas de cor verde), diminuindo as entradas de fósforo mineral nos sistemas aquáticos.

Figura 3. Ciclo antropogénico de utilização do fósforo.

Ciclo da utilização do Fósforo (aberto) → fechar = Sustentabilidade



Como exemplos de bioresíduos provenientes da atividade pecuária, que apresentam potencial para utilização agrícola como fontes de nutrientes, e em particular de P, referem-se os seguintes: estrumes e chorumes de pecuária, e lamas do digerido obtido em instalações de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos para obtenção de biometano (digestato). Estes bioresíduos para além da sua aplicação direta ao solo, podem também ser compostados e dar origem a um produto estabilizado, com a matéria orgânica humificada, livre de microrganismos patogénicos e de sementes de infestantes. A concentração em nutrientes, nomeadamente em azoto e fósforo dos estrumes e chorumes, é muito variável, pois depende da espécie pecuária e do seu tipo de alimentação. No caso dos estrumes depende ainda da adição de palha, ou outro material com uma razão C/N elevada, aos dejetos dos animais, e no caso do chorume depende principalmente da quantidade de água utilizada na lavagem das instalações pecuárias. Na Tabela 3 apresentam-se algumas propriedades físicas e químicas destes bioresíduos e compostos produzidos em unidades de pecuária intensiva. Como se pode observar, e relativamente aos estrumes, estes apresentam (com exceção do valor de pH), elevada variabilidade na sua composição (coeficientes de variação, CV= 28–94%). Em média apresentam valores da matéria seca, matéria orgânica e C/N suscetíveis de contribuir para a formação de húmus no solo e, portanto, de contribuir para uma melhoria das propriedades físicas e biológicas do solo. O valor médio de pH situa-se na zona alcalina, o que é favorável à aplicação destes produtos em solos ácidos, e o valor médio da condutividade elétrica (CE) não é elevado não sendo de esperar um aumento

significativo da salinidade do solo. Relativamente ao teor em P dos estrumes observa-se uma elevada variabilidade, apresentando a razão N/P um valor médio de 13, o que indica um teor em P inferior ao equilíbrio N/P necessário às culturas (valores de N/P de 6–8). Quanto à apreciação do valor agronómico dos chorumes, verifica-se que são produtos com um elevado teor de água e de sais dissolvidos (valor elevado da CE), e com uma razão C/N muito baixa. Podem apresentar algum interesse quanto ao seu teor em azoto (em média 10 m³ de chorume aportarão 26 kg de N ao solo), no entanto, são em geral muito pobres em P. A composição do digestato apresentada na Tabela 3 diz respeito apenas a dois produtos desidratados obtidos a partir da co-digestão anaeróbia de chorume de suínos, ou de bovinos de leite, com palha de cereais. O digestato é um produto, que apesar de ter sofrido um processo mecânico de desidratação, ainda apresenta um baixo teor de matéria seca (cerca de 27%). Tem um conteúdo relativamente elevado de matéria orgânica, e um teor de azoto também relativamente elevado. No entanto, cerca de 85% do azoto presente no digestato está em formas orgânicas que se mineralizam lentamente e, deste modo, não contribuem para uma substituição total da fertilização azotada no primeiro ciclo cultural após a sua aplicação ao solo (Horta e Carneiro, 2020). A razão N/P é baixa indicando um teor elevado de P relativamente ao conteúdo em azoto e constituindo uma fonte de P para as plantas. Os compostos, sendo produtos em que houve a formação de húmus, irão contribuir para o seu aumento no solo, bem como para a libertação de nutrientes como N e P para a nutrição das culturas. Os compostos apresentados na Tabela 3 dizem respeito a produtos compostados nas próprias explorações agro-pecuárias e utilizados localmente. Em Portugal, existem atualmente valores limite decorrentes de legislação da Comissão Europeia e nacional (Decreto Lei 103/2015), relativos à composição dos compostos para colocação no mercado como matérias fertilizantes. Neste caso, os compostos comercializados podem apresentar no máximo 40% de humidade, e possuir no mínimo 30% de matéria orgânica reportada à matéria seca. O valor de pH deve situar-se entre 5,5–9,0, não apresentarem fitotoxicidade à germinação das sementes, e devem estar livres de microrganismos patogénicos e de sementes de infestantes. Esta legislação contém ainda valores limite para teores em compostos orgânicos, micronutrientes e elementos tóxicos (Decreto Lei 103/2015). Em Portugal, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos bem como das lamas provenientes das estações de tratamento de águas residuais, tem tido a compostagem como principal destino final. Estes compostos, cumprindo com a legislação nacional encontram-se comercializados como matérias fertilizantes contribuindo para a reciclagem do P.

Tabela 3. Composição física e química de alguns bioresíduos da atividade pecuária e de compostos obtidos em explorações agro-pecuárias na região Centro de Portugal, utilizados como fertilizantes em agricultura.

Propriedades ¹	Estrumes	Chorumes	Digestato	Compostos
	n = 31	n = 11	n = 2	n = 14
MS ± dp	44 ± 16 (%)	18 ± 16 (g L ⁻¹)	27 ± 3 (%)	58 ± 21 (%)
CV (%)	59	92	12	36
MO ± dp	70 ± 20 (%)	11 ± 10 (g L ⁻¹)	66 ± 14 (%)	62 ± 19 (%)
CV (%)	28	97	22	30
pH ± dp	8,6± 0,9	7,7 ± 0,6	8,1 ± 0,4	7,8 ± 1,4
CV (%)	10	8	5	18
CE ± dp (dS m ⁻¹)	4,6± 3,1	18,2 ± 10,4	1,5 ± 0,3	2,5 ± 1,7
CV(%)	68	57	20	69
Ntotal ± dp	2,5± 1,2 (%)	2,6 ± 2,1(g L ⁻¹)	2,9 ± 0,2 (%)	2,5 ± 2,0 (%)
CV(%)	49	79	6	79
Ptotal ± dp	0,3± 0,27 (%)	11 ± 14 (mg L ⁻¹)	1,0 ± 0,4 (%)	0,5 ± 0,7 (%)
CV(%)	94	133	37	153
C/N ± dp	19± 16	2 ± 2	13 ± 2,1	19 ± 12
CV (%)	82	94	16	63
N/P ± dp	13± 11	409 ± 609	3 ± 1	15 ± 15
CV (%)	82	149	32	99

MS-Matéria seca; MO-Matéria orgânica; CE-Conductividade elétrica; CV- Coeficiente de variação; dp- desvio padrão da média. Fonte: Interreg-POCTEP 0745_SYMBIOSIS_II_3_E e Laboratório de Solos e Fertilidade da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

Independentemente das fontes de P, as matérias fertilizantes devem conter o P em formas químicas que estejam disponíveis para a absorção pelas plantas. Nos compostos e nos bioresíduos o fósforo apresenta-se em formas químicas e orgânicas com alguma variabilidade, não só entre os diversos produtos, mas também dentro do mesmo tipo de produto.

No entanto, nestas matérias fertilizantes de origem orgânica o P está principalmente em formas inorgânicas (Pi), que ocorrem em cerca de 90% do seu teor em P total. Também, a maior parte (50–60%) deste Pi está em formas químicas de elevada disponibilidade para a plantas (Frossard *et al.* 2002; Horta, 2017). Assim, os bioresíduos de origem pecuária como os compostos, apresentam-se como fontes alternativas de P para as culturas, estando, no entanto, a sua efetiva biodisponibilidade dependente também das propriedades do solo (ex: pH), e das características das culturas no que respeita à eficiência do uso do P.

5 TÓPICOS FUTUROS DE INVESTIGAÇÃO

A alteração do atual paradigma no que respeita à fertilização fosfatada, passa por uma diminuição significativa na utilização de adubos minerais fosfatados. Esta redução será em parte conseguida através da substituição dos adubos minerais fosfatados por bioresíduos da atividade pecuária ou compostos. No entanto, para que esta substituição seja eficiente, do ponto de vista agronómico e também ambiental, necessita ainda da obtenção de dados experimentais que validem e indiquem boas práticas para o uso eficiente do P nos diversos sistemas agrícolas. A fertilização fosfatada é frequentemente realizada de uma forma desequilibrada ocorrendo por excesso ou por defeito relativamente às necessidades das culturas. Assim, em vastas áreas agrícolas dos países industrializados a aplicação de P ao solo ocorre em quantidade superior às necessidades das culturas levando à ocorrência de solos sobre-fertilizados. Nestes solos ocorrem perdas de P por poluição difusa para as águas superficiais, através das águas de escoamento superficial (P dissolvido) as quais transportam também sedimentos (P particulado) resultantes do processo de erosão. Este facto tem conduzido à eutrofização acelerada dos cursos de água nessas regiões (Torrent *et al.* 2007; Sharpley and Tunney, 2000). Por outro lado, a aplicação ao solo de P em quantidades inferiores às necessidades das culturas constitui um gasto económico e ambiental sem que se verifique acréscimo na produção. Assim, o aumento da eficiência da fertilização fosfatada deverá ter em conta: (i) a avaliação precisa da disponibilidade em P do solo e do fertilizante; (ii) o conhecimento da necessidade em P da cultura e da sua estratégia de aquisição do P ao longo do seu ciclo.

A sustentabilidade da fertilização fosfatada pode ainda integrar outras abordagens para além do uso direto de bioresíduos e compostos, como por exemplo a extração do P e também do N contidos em efluentes agro-pecuários, agro-industriais ou urbanos. Atualmente, através de tecnologia apropriada é possível extrair o P e o N contido em efluentes através da formação de um precipitado, a estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), que contém 12% de P, 5% de N e 10% de Mg. À escala laboratorial existe também tecnologia para a obtenção de estruvita a partir de digestato de resíduos sólidos urbanos (Oliveira *et al.*, 2021). Deste modo, obtém-se uma fonte secundária de P mineral, a estruvita, como matéria prima para o fabrico e/ou utilização direta como fertilizante mineral fosfatado. Ensaio agronómicos com estruvita têm mostrado que possui valor fertilizante, tendo uma capacidade de libertação de P mais rápida em solos ácidos e constituindo uma fonte de P de libertação mais lenta em solos alcalinos. O desenvolvimento de tecnologia à escala industrial que permita obtenção de estruvita a partir de bioresíduos de diferente origem constitui também um tópico de investigação.

6 AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi suportado pelo projeto 0745_SYMBIOSIS_II_3_E, cofinanciado pelo Programa de Cooperação INTERREG V A Espanha – Portugal (POCTEP) 2014 – 2020.

REFERÊNCIAS

CORDELL, D.; ROSEMARIN, A.; SCHRÖDER, J. J.; SMIT, A. L. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 747–758, 2011.

DECRETO LEI 103/2015, Diário da República, 1ª Serie Nº 114–15 junho de 2015.

ESSENTIAL CHEMISTRY INDUSTRY. Disponível em: <https://www.essentialchemicalindustry.org>. Acesso em 20 set. 2021.

EUROPEAN COMMISSION. 2020. **Study on the EU's list of Critical Raw Materials. Final Report. Brussels**. 31 jan. 2020. Disponível em: https://rmis.jrc.ec.europa.eu/uploads/CRM_2020_Report_Final.pdf. Acesso em 15 set. 2021.

JASINSKI, S. Phosphate Rock. In **Mineral Commodity Summaries 2012**. Washington: U.S Government Printing Office, p. 118–119, 2012. Disponível em: <https://s3uswest2.amazonaws.com/prdwret/assets/palladium/production/mineral-pubs/mcs/mcs2012.pdf>. Acesso em 14 set. 2021.

FAO. **World fertilizer trends and outlook to 2022**. Rome: FAO, 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/3/ca6746en/ca6746en.pdf>. Acesso em 13 set. 2021.

FROSSARD, E.; SKRABAL, P.; SINAJ, S.; BANGERTER, F.; TRAORE, O. Forms and Exchangeable of inorganic phosphate in composted solid organic wastes. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 62, p.103–113, 2002.

HORTA, C.; CARNEIRO, J. P. Assessment of Fertilising Properties of a Solid Digestate in Comparison with Undigested Cattle Slurry Applied to an Acidic Soil. **Open Journal of Soil Science**, v. 10, n. 8, p. 307–325, 2020.

HORTA, C. Bioavailability of phosphorus from composts and struvite in acid soils. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 7, p. 459–464, 2017.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2nd Ed. Academic Press, London, 1995.

OLIVEIRA, V.; DIAS-FERREIRA, C.; GONZÉLEZ-GARCIA, I.; LABRINCHA, J.; HORTA, C.; GARCÍA-GONZALEZ, M. C. A novel approach for nutrients recovery from municipal waste as biofertilizers by combining electrodialytic and gas permeable membrane technologies. **Waste Management**, v. 125, p. 293–302, 15 abr 2021.

SABIHA-JAVIED, T. M.; CHAUDRY, M. M.; TUFAIL M.; IRFAN, N. Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. **Microchemical Journal**, v. 91, n. 1, p. 94–99, jan. 2009.

SAMREE, S; KAUSAR, S. Phosphorus fertilizer: The original and commercial sources. Chapter 6. p. 81-94. In: **Phosphorus, Recovery and Recycling**. Tao Zhang (Edt). E-book. IntechOpen, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.82240>. Acesso em: 16 set. 2021.

SCHACHTMAN, D. P.; REID, R. J.; AYLING, S. M. Phosphorus uptake by plants: From soil to cell. **Plant Physiology**, v. 116, p. 447–453, 1998.

SHARPLEY, A.; TUNNEY, H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 176–181, jan. 2000.

TORRENT, J.; BARBERIS, E.; GIL-SOTRES, F. Agriculture as a source of phosphorus for eutrophication in southern Europe. **Soil Use and Management**, v. 23, n. 1, p. 25–35, set. 2007.

WITHERS, P. J. A.; VAN DIJK, K. C.; NESET, T-S, S.; NESME, T.; OENEMA, O.; RUBÆK, G. H.; SCHOUMANS, O. F.; SMIT, B.; PELLERIN, S. Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: The case of Europe. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 193–206, mar. 2015.

USGS – U.S. Geological Survey. 2021. *Mineral Commodity Summaries*. P. 122–123p. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2021/mcs2021.pdf>. Acesso em: 15 set. 2021.

VANCE, C. P.; UHDE-STONE, C.; ALLAN, D. Phosphorus acquisition and use: Critical adaptation by plants for securing non-renewable resources. **New Phytologist**, v. 157, n. 3, p. 423–447, mar. 2003.

VAN VUUREN; D. P.; BOUWMAN, A. F.; BEUSEN; A. H.W. Phosphorus demand for the 1970–2100 period: A scenario analysis of resource depletion. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 3, p. 428–439, ago. 2010.

ZAPATA, F.; ROY, R. Use of phosphate rocks for sustainable agriculture. **FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin 13**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: FAO, 2004. Disponível em: <https://edepot.wur.nl/481326>. Acesso em: 18 set. 2021.