

RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTE DE SUBPRODUTO DO ABATE DE FRANGO

RECOVERY OF NUTRIENT FROM BY-PRODUCT OF CHICKEN SLAUGHTER

Autor(es)

Adriana Cioato Ferrazza

Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: ferrazzaadriana@gmail.com

Priscila Bühler

Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: pribuhler@hotmail.com

Marcelino de Souza

Professor do Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: marcelino.souza@uol.com

Edson Talamini

Professor do Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) E-mail: edson.talamini@ufrgs.br

Grupo de Trabalho (GT4): Questão ambiental, agroecologia e sustentabilidade

Resumo

Os nutrientes são fonte para a produção de biomassa que tiveram seu ciclo dissociado dos limites biofísicos do ecossistema. A dissociação resultou na escassez de oferta de nutrientes na fonte produtora e excesso no local onde a biomassa é consumida, tal desequilíbrio coloca em risco a segurança alimentar global. Os subprodutos são fonte valiosa de nutrientes. O objetivo deste estudo foi quantificar a recuperação do nutriente Fósforo (P) recuperado do subproduto do abate de frango e discutir a urgência da gestão de nutrientes para a segurança da produção de alimentos. A unidade base para o *Substance Flow Analysis* foi 1,6 kg de ração para produção de 1 kg de carcaça de frango. Como Input do sistema foram calculados 24 gramas de P para 1 kg de carcaça e P-recuperado 1,6% a partir da reciclagem de ossos de frango de origem da carne mecanicamente separada, por processo de Pirólise rápida. Os resultados revelam a dependência da cadeia de frango, do recurso natural limitado, o nutriente fósforo, e a urgência da gestão de nutrientes para a segurança alimentar.

Palavras-chave: Recursos Naturais. Agropecuária. Sustentabilidade. Economia Circular. Resíduos.

Abstract

Nutrients are sources for biomass production that had their cycle dissociated from the biophysical limits of the ecosystem. The dissociation resulted in a shortage of nutrient supply in the producing source and excess in the place where the biomass is consumed, such imbalance puts global food security at risk. By-products are a valuable source of nutrients. The aim of this study was to quantify the recovery of the phosphorus (P) nutrient recovered from the by-product of chicken slaughter and to discuss the urgency of nutrient management for the safety of food production. The base unit for Substance Flow Analysis was 1.6 kg of feed to produce 1 kg of chicken carcass. As system input, 24 grams of P were calculated for 1 kg of carcass and 1.6% P-recovered from the recycling of chicken bones from mechanically separated meat, through the process of rapid pyrolysis. The results reveal the dependency of the chicken chain on the limited natural resource, the nutrient phosphorus, and the urgency of nutrient management for food security.

Key words: Natural Resources. Agriculture. Sustainability. Circular Economy. Waste.

1. Introdução

A biomassa é a base do sistema alimentar (MUSCAT et al., 2021) no qual o agronegócio é protagonista. Os nutrientes são a principal fonte de produção da biomassa e seus ciclos aumentaram drasticamente desde a industrialização da agricultura, com efeito positivo no volume e na estabilidade da produção de alimentos (GERBER et al., 2014).

Classificada entre as cadeias produtoras de alimentos mais internacionalizada, a cadeia de carnes atravessa fronteiras e continentes (GERBER et al., 2014; SKUNCA et al., 2018; WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017). Iniciando pela produção global de fertilizantes, na qual a Rússia responde por 15%, China 13,3% e Marrocos 6,9% (IFA, 2022), no próximo elo da cadeia de carnes, 54% da produção global de grãos está concentrada em quatro países: China, Estados Unidos, Índia e Brasil (OECD-FAO, 2021). A disponibilidade de ração permite a produção intensiva de animais em diversas partes do globo (YITBAREK, 2019).

Assim como para outras proteínas, na cadeia produtiva de frango, o fluxo global de comércio de biomassa, modifica a ciclagem e a disponibilidade local dos nutrientes (ALEWELL et al., 2020). A escassez é criada perto da fonte de produção ou extração, enquanto o excesso de nutrientes pode ocorrer em ecossistemas onde a biomassa é finalmente usada ou consumida (MAYER; KALTSCHMITT, 2022; SINHA et al., 2022). Com o foco na segurança da produção de alimentos para a atual e próximas gerações, é necessário ir além da mera avaliação do desempenho ao nível do animal ou da unidade de produção (YITBAREK, 2019). A gestão do uso de nutrientes nas cadeias de abastecimento da pecuária intensiva, precisa considerar a tendência de globalização, para que a sustentabilidade da segurança alimentar não seja limitada pela escassez de nutrientes.

Um nutriente que desperta preocupação global (BROWNLIE et al., 2022; KVAKIĆ et al., 2018; NANDA; KANSAL; CORDELL, 2020; WANG et al., 2023), classificado na lista das *Critical raw material* (EUROPEAN COMMISSION, 2020) pela importância econômica e ausência de um substituto, é o nutriente Fósforo (P). Fundamental para a segurança alimentar (BROWNLIE et al., 2022) e base para a produção de biomassa global (MAYER; KALTSCHMITT, 2022; ROTHWELL et al., 2020), identificado como o limite natural biofísico para a continuidade indeterminada da produção de biomassa (KVAKIĆ et al., 2018; MEADOWS, 2022).

A única fonte natural do nutriente Fósforo (P) são as reservas de rocha fosfática (ALEWELL et al., 2020), geograficamente restritas (MAK et al., 2020). A vida útil das reservas economicamente extraíveis foi estimada em 260 anos (U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2022). O P pode ser recuperado de biomassa classificada como subprodutos ou resíduos orgânicos. A recuperação de nutrientes críticos é uma estratégia potencial para atender à demanda crescente, reduzir riscos e prolongar a vida útil das reservas naturais em um curto espaço de tempo (WANG et al., 2022). Nesse contexto, os resíduos orgânicos são valiosas fontes de nutrientes, negligenciada na maioria dos sistemas de produção de alimentos (O'CONNOR, 2021).

O agronegócio do futuro, vislumbra oportunidades sustentáveis no âmbito da segurança alimentar por meio da gestão da ciclagem de nutrientes (SNIATALA et al., 2023; STEPIEN et al., 2022). No entanto, o foco da literatura atual está centrada na eficiência e otimização dos processos e carece de estudos sobre a qualidade e quantidade de nutrientes recuperados e o impacto ambiental deste processo industrial (ZHANG et al., 2023).

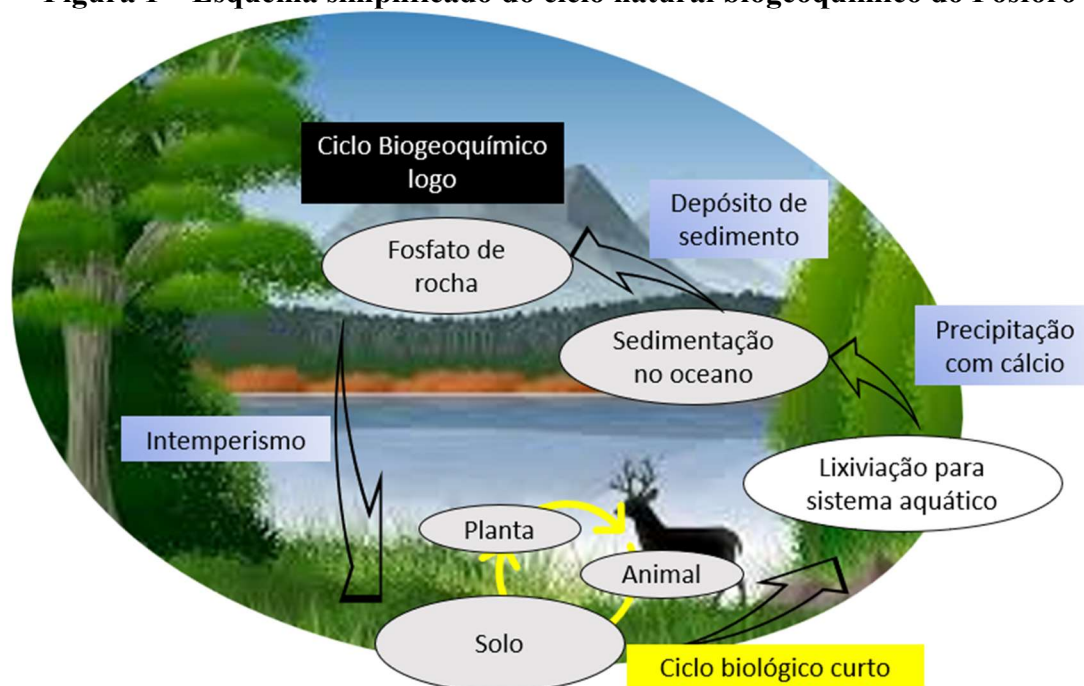
O objetivo deste estudo é quantificar a recuperação do nutriente P, no nível de substância, para o subproduto “osso de frango” e discutir a urgência da gestão de recuperação

de nutrientes para a sustentabilidade e segurança da produção de alimentos na agropecuária do futuro.

2. Ciclo biogeoquímico natural do nutriente Fósforo (P) e a interferência Humana

A ciclagem do Fósforo no ambiente natural (Figura 1) inclui um ciclo geológico (longo prazo) e um ciclo biológico (curto prazo), com envolvimento de componentes terrestres e aquáticos. O Fósforo não tem fase gasosa significativa, ou seja, nenhum componente atmosférico importante no seu ciclo natural, fato que difere do ciclo de outros nutrientes como o carbono, nitrogênio, oxigênio e hidrogênio (TURNER; RABOY, 2019).

Figura 1 – Esquema simplificado do ciclo natural biogeoquímico do Fósforo



Fonte: Adaptado de (TURNER; RABOY, 2019).

O intemperismo lento e a dissolução dos minerais de fosfato (apatita) no ambiente terrestre, promove a absorção do P no ciclo biológico curto (solo - planta – animal) (Figura 1). No longo prazo, o nutriente não absorvido lixivia no solo e é carregado para os sistemas aquáticos. Se não absorvido por plantas e animais aquáticos, pode precipitar com o cálcio para formar o fosfato de cálcio insolúvel, depositado no fundo dos oceanos (WANG et al., 2023). Os sedimentos são convertidos em rochas sedimentares, ao longo de milhões de anos (TURNER; RABOY, 2019). Portanto, o tempo do ciclo natural do Fósforo é incompatível com o tempo da exploração econômica.

As interferências humanas no ciclo biogeoquímico do Fósforo podem ser representadas em cinco aspectos de exploração econômica (Figura 2): 1. Utilização de Fósforo por diversas indústrias, como, Indústria têxtil (PCl_3), Agrotóxicos (P_2S_5), Asfalto e vidros especiais (P_2O_5) e Inseticidas (PH_3); 2. Detergentes líquidos e sabão em pó (QUEVEDO; PAGANINI, 2018); 3. Aditivos para bebidas gaseificadas (COLZANI et al., 2017); 4. Aditivo na ração animal (DIAS et al., 2019); 5. Fertilizantes (P_2O_5), onde a formulação mais utilizada é o NPK (IFA, 2022).

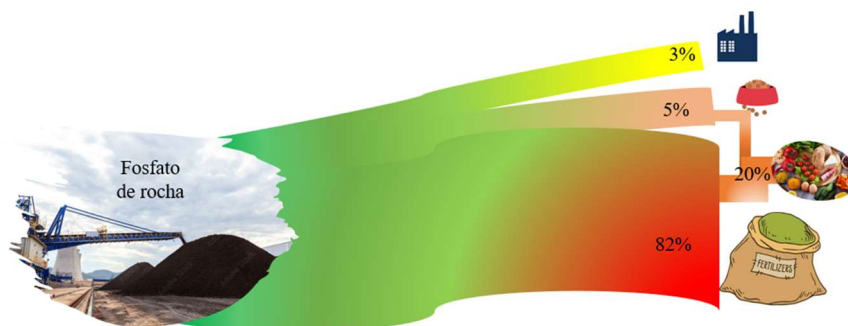
Figura 2 - Interferência humana no ciclo do Fósforo



Fonte: (BROWNLIE et al., 2022; TURNER; RABOY, 2019; WANG et al., 2023)

Do fosfato extraído das reservas (Figura 3), aproximadamente 3% é utilizado pela indústria em geral, detergentes e aditivos, 5% são destinados a complementação de ração animal (LI; WIEDMANN; HADJIKAKOU, 2019), 82% destinado a formulações de fertilizantes (SCHRÖDER et al., 2010). Somente 20% do P aplicado como fertilizante é consumido como alimento (METSON; CORDELL; RIDOUTT, 2016). A dispersão do nutriente acontece em todas as etapas do processo, desde a lavagem e diluição de rocha fosfática, transporte, formulação de fertilizantes, baixa biodisponibilidade de P para absorção pelas plantas no solo, resíduos orgânicos não reciclados, excrementos de animais e excretas humanas. O excedente é carregado para rios e oceanos, favorecendo a proliferação de algas tóxicas (Figura 2), e por consequência, a eutrofização (ALEWELL et al., 2020; BROWNLIE et al., 2021; DIJK et al., 2021).

Figura 3 – Utilização antropogênica do fosfato de rocha



Fonte: Elaborado pelos Autores.

Portanto, a agricultura é o principal sumidouro antropogênico (Figuras 2 e 3) de consumo de nutrientes na maior parte do mundo (BEUSEN et al., 2022). A dependência histórica dos fertilizantes tem se agravado com o tempo e a evolução das técnicas de intensificação de produção de alimentos.

2.1 Dependência dos fertilizantes

A evolução histórica (1976-2018) da aplicação global de fertilizantes em kg.hectare produtivo⁻¹ (Figura 4.A) (WORLD BANK, 2022) revela uma ampliação histórica de 92% na quantidade de fertilizante aplicado por hectare, fato que contribui para o aumento/eficiência na produtividade de cereais em toneladas.ano⁻¹ (Figura 4.B) em 138%. A eficiência na produtividade de cereais também é influenciada por outras variáveis como o melhoramento genético de plantas, técnicas de manejo, equipamentos, evolução da formulação dos fertilizantes (CHOJNACKA; MOUSTAKAS; WITEK-KROWIAK, 2020), dentre outros. Porém, tais evoluções tecnológicas parecem não ter contribuído para a redução consistente da dependência do uso de fertilizantes.

Figura 4 – Evolução da aplicação de fertilizantes na agricultura, em kg.ha⁻¹.ano (A) e a correlação com a produção de cereais.kg.ha⁻¹.10⁹ toneladas (B)

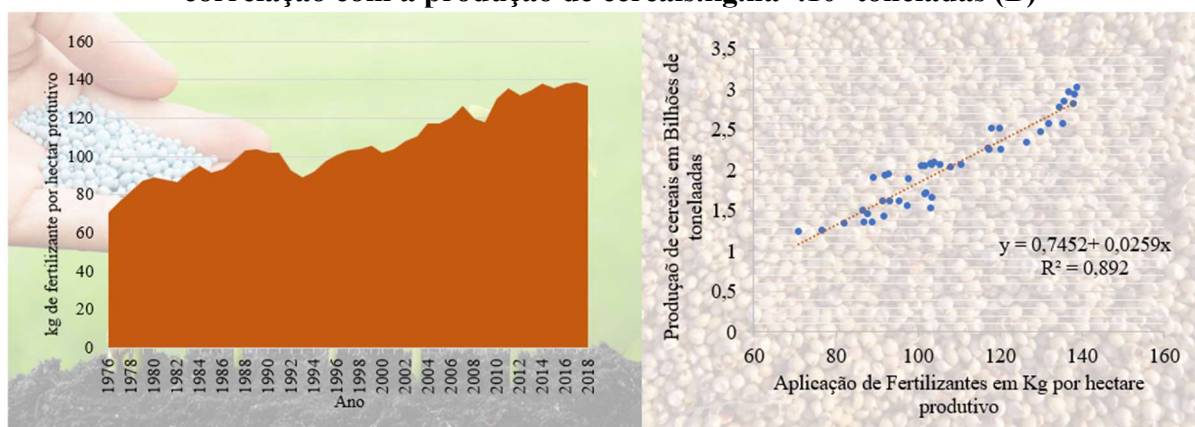


Figura 4A. Evolução da aplicação de fertilizantes (kg por hectare de área produtiva anual)

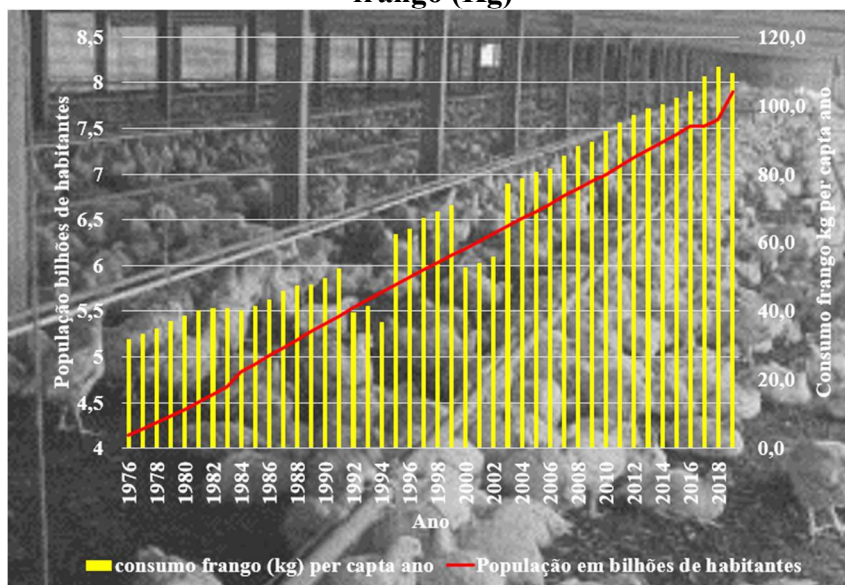
Figura 4B. Produção de cereais em bilhões de toneladas por ano e a correlação com a aplicação de fertilizantes em Kg/hectare produtivo ano.

Fonte: Dados do (WORLD BANK, 2022).

A dependência dos fertilizantes (Figura 4B) difere entre os países e tem relação com o solo, manejo e cultura. Uma redução de 50% dos insumos agrícolas reduziria a produção de milho em 42% no Brasil, 30% China, 50% na França e EUA, 70% na Argentina. Na produção de trigo, a redução seria de 40 – 50% na Alemanha e França, 20% na Austrália e Canadá e 10% nos EUA. Para a produção de soja a redução estimada no Brasil é de 16%, EUA 24% e Argentina 41% (AHVO et al., 2022).

O aumento da população global (Figura 5), e por consequência, a necessidade de ampliar a produção de alimentos na mesma área produtiva é a principal justificativa para o incremento de 60 para 150 kg de fertilizante por hectare produtivo anual (Figura 4 A-B). Fato que está relacionado com o aumento de consumo de carne de frango per_capta.ano⁻¹ que passou de 31 kg/habitante.ano⁻¹, em 1976 para 110 kg/habitante.ano⁻¹ em 2018 (Figura 5). Dois terços do total de fertilizantes (Figura 3) são utilizados para a produção de cereais e três quintos dos grãos produzidos são direcionados para a composição de ração animal (OECD-FAO, 2021). Para atender a demanda de 2030 (374 milhões de toneladas de fertilizantes), comparado com 2020 (337,2 milhões de toneladas de fertilizantes) será necessário aumentar a produção de fertilizantes em 11% (OECD-FAO, 2021).

Figura 5– População Global (em bilhões de habitantes) e o consumo per capita anual de frango (Kg)



Fonte: (WORLD IN DATA, 2022)

2.2 Limites das reservas de rocha fosfática e a necessidade de recuperação de Fósforo

A rocha fosfática é a única fonte primária de Fósforo (P) (U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2022) e geograficamente restrita (SHEN et al., 2019). Em 2021, o *United States Geological Survey* (USGS) estimou que as reservas de rocha fosfática economicamente extraíveis em todo o mundo, são de 71 bilhões de toneladas. Assumindo crescimento zero de extração, as reservas durariam de 50-100 anos (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009) a 260 anos (U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2022). O fosfato (P) comercial mais utilizado é o Pentóxido de Fósforo (P_2O_5). Sua demanda, está prevista para crescer em média 2,2% ao ano (GALEMBECK; GALEMBECK; SANTOS, 2019).

O P está diretamente relacionado com a Meta 2 (fome zero) dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (ONU, 2015). Para atender a demanda por alimentos, o desdobramento da Meta 2.3 faz referência a dobrar a produtividade em pequenas propriedades rurais. Para tanto, será necessário 39% um adicional de P aplicado dentre 2015 a 2030, pois, o rendimento dos cereais pode ser 22-55% maior se a limitação de oferta de P for abordada (LANGHANS et al., 2022). Nem todo o P adicional precisa vir de reserva natural (EBC, 2022), e a recuperação ou reciclagem de nutrientes ganha relevância a medida que a escassez destes ameaça a segurança alimentar.

2.3 Tratamentos térmicos

O uso de tratamentos térmicos para subprodutos são altamente recomendados para atender os requisitos de segurança sanitária, haja vista que permitem o controle de patógenos (LI et al., 2020; SOMEUS; PUGLIESE, 2018). Na Tabela 1 são apresentadas as principais tecnologias para recuperação de P, biomassas e concentração de recuperação do nutriente e a incineração, que apesar de não recuperar P, é classificada como alternativa mais adequada

quando comparado com a disposição de subprodutos de origem animal nos aterros sanitários (KOWALSKI et al., 2021).

Tabela 1 – Tecnologias térmicas para recuperação de Fósforo de biomassas

Tecnologia	Temperatura °C	Biomassa	Capacidade de recuperação de P	Referência dados do processo	Recuperação da energia consumida no processo
Pirólise	350 - 700	Osso de animais	20%	(EUROPEAN COMMISSION, 2019)	70-80% (KHAN et al., 2023)
		Biomassa vegetal	5%	(EUROPEAN BIOCHAR FOUNDATION, 2022)	
		Dejetos de animais	7%		
		Excretas Humanas	3%		
Gaseificação	700-1200	Osso de animais	7 - 16%	(EUROPEAN COMMISSION, 2019)	40% (IGALAVITHANA et al., 2020)
		Biomassa vegetal	2%		
Incineração	700-1000	Todas as biomassas	-	(KOWALSKI et al., 2021)	100% (KOWALSKI et al., 2021)

A pirólise consiste na queima da biomassa em temperatura controlada, com ausência de oxigênio (RAMANAN et al., 2022). A gaseificação é um processo similar a pirólise com temperatura superior (EUROPEAN COMMISSION, 2019). Ambos os processos atendem os quesitos de controle de patógenos devido as elevadas temperaturas e foram aprovados para dejetos e subprodutos de animais, excretas humanas, lixo orgânico e biomassa vegetal (EUROPEAN BIOCHAR FOUNDATION, 2022; EUROPEAN COMMISSION, 2019). A pirólise apresenta a vantagem de recuperar 70-90% da energia consumida no processo com a produção de bio-óleo e bio-gás (KHAN et al., 2023), reduzindo o impacto ambiental do processo e contribuindo com a viabilidade financeira de P-recuperado.

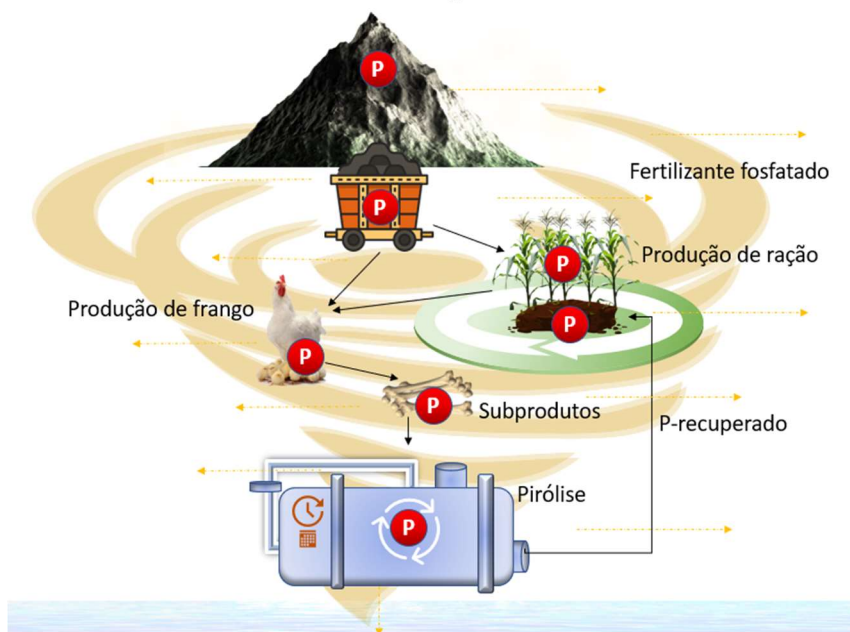
3. Procedimentos Metodológicos

3.1 Delimitação do sistema

Os limites do sistema do fluxo do nutriente Fósforo (Figura 6) foram organizados em cinco etapas: produção de fertilizantes fosfatados, ração, carcaça, subprodutos e tratamento de subprodutos (BRUNNER; RECHBERGER, 2016; ROTHWELL et al., 2020; STOCKHOLM, 2013). Setas pontilhadas indicam dispersão de nutrientes em todas as etapas de produção. A unidade referência do fluxo é 1kg de carcaça de frango¹ (ANTIKAJINEN et al., 2005).

¹ Uma carcaça de frango – frango já abatido, retiradas as vísceras, cabeça, pés, penas, sangue, intestino, etc. Composta basicamente por carne de frango e ossos (WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017), popularmente denominado de “frango limpo”.

Figura 6 – Delimitação do sistema de fluxo da substância P na produção de proteína de frango



Fonte: Elaborado pelos Autores.

O input do sistema representado na Figura 6, consiste na quantidade de fertilizante fosfatado (kg) necessário para a produção de grãos que compõem a ração (Tabela 2) para produzir 1 kg de carcaça de frango.

Tabela 2 – Aplicação de fertilizante fosfatado para a produção de grãos e a absorção da substância P pela Cultura

Cereais	Média P no fertilizante [g P/kg alimentar]	Média P absorvido [g P/kg alimentar]	Referências
Milho	1,10	0,37	(WALLMAN; SONESSON, 2010)
Soja	8,80	0,89	(WALLMAN; SONESSON, 2010)
Trigo	1,01	0,28	(WALLMAN; SONESSON, 2010)
Aveia	1,77	0,47	(WALLMAN; SONESSON, 2010)
Colza	2,70	0,61	(WALLMAN; SONESSON, 2010)
Total g/P por kg de ração	15,38	2,62	(STOCKHOLM, 2013; WALLMAN; SONESSON, 2010)

A formulação de fertilizante fosfato mais utilizada é o P_2O_5 (KOWALSKI et al., 2021), e para a padronização na substância P foram utilizadas as transformações de unidades apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Fator de transformação para o Fósforo em unidades técnicas

Elemento	Simbologia	Conversão
Pentóxido de Fósforo	P_2O_5	$P_2O_5(\%) = 0,4576 \times BPL(\%)$
Bone Phosphate of Lime	BPL	$BPL(\%) = 2,1852 \times P_2O_5(\%)$

Fósforo	P	$P(\%) = 0,1997 \times BPL(\%)$
---------	---	---------------------------------

Fonte: (KOWALSKI et al., 2021)

No sistema apresentado para o fluxo da substância P (Figura 6), uma carcaça de frango com médio de 1,6 - 2,3 kg (WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017) e fator de conversão de 1,6 kg de ração para cada kg de carcaça produzida (FAO, 2016) (Tabela 4). Vale salientar o conceito de carcaça de frango: frango abatido, retiradas as vísceras, miúdos, penas, cabeça, pés, ou seja a carcaça é composta por carne e osso (WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017).

Tabela 4 – Criação e abate das aves de corte

Etapas	Específico	Dado	Unidade e observação	Referências
Criação de aves - Fazenda	Conversão alimentar	1,6	1,6 Kg de ração/1kg de carcaça	(FAO, 2016)
	Estrume	0,429	Kg de estrume por frango	(NIELSEN; JØRGENSEN; BAHNDORFF, 2011)
	Estrume	10	Gramas de estrume por dia	(WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017)
	Vida	42	Dias	(WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017)
Abatedouro	Carcaça de frango	1,6-2,3	Kg - Carcaça de frango é composta por carne + osso, retirados miúdos, vísceras, cabeça, pés e penas	(WIEDEMANN; MCGAHAN; MURPHY, 2017)
	Subproduto para consumo humano	0,181	Kg por frango (coração, fígado, moela e pé)	(NIELSEN; JØRGENSEN; BAHNDORFF, 2011)
Resíduos do abate	Subproduto resíduos do abate Não consumo humano	0,457	Kg por frango (pena, vísceras, intestino, cabeça)	(NIELSEN; JØRGENSEN; BAHNDORFF, 2011)
	Osso – carne mecanicamente separada Não consumo humano	0,501	Kg osso/ carcaça (1,67 kg) Frango desossado é convertido em 70% da carcaça	(SONESSON; CEDERBERG; BERGLUND, 2009)

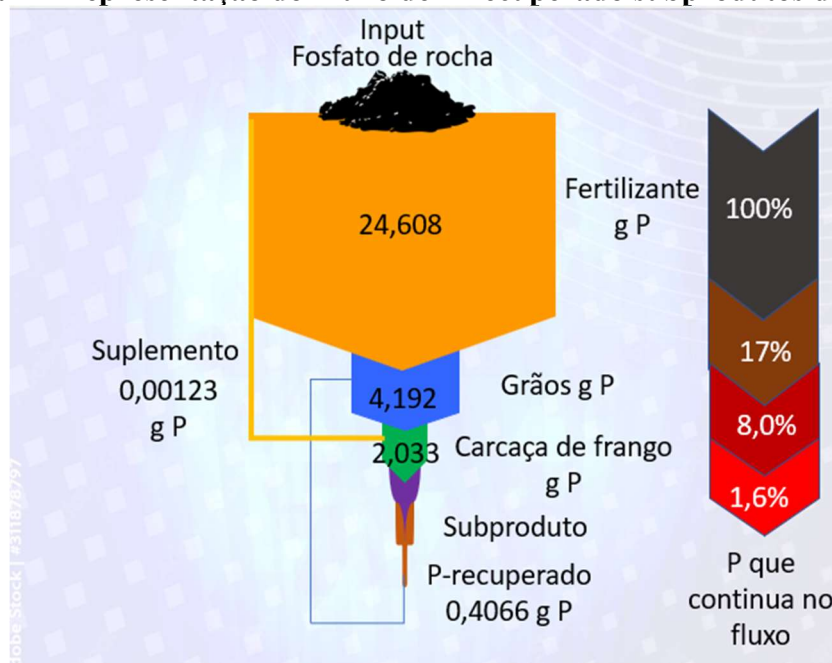
Na etapa subsequente, os subprodutos do abate de frango (Tabela 4) foram classificados em: a) subprodutos de consumo humanos: coração, fígado, moela e pés; e b) subprodutos não consumidos pelos humanos, denominados de resíduos do abate, bi) destinados para farinha de vísceras (penas, vísceras, intestino e cabeça) no processo de hidrólise enzimática; bii) ossos de origem do processo de separação mecânica da carne para a fabricação de industrializados, destinados ao processo de pirólise, integrante deste fluxo. Ambos os processos (hidrólise e pirólise) são tratamentos térmicos indicados para o controle de patógenos.

A concentração estimada de P-recuperado que retorna ao ciclo de produção de proteína de frango no formato de fertilizante é representada pela seta que sai da pirólise até a produção de grãos (Figura 6).

4. Resultados

Como input no sistema de produção de frango de corte, são necessários 24,608 gramas do nutriente P, aplicado como fertilizante trifosfato NPK (P_2O_5), para produzir os grãos destinados a alimentar as aves (Figura 7).

Figura 7 – Representação do Fluxo de P-recuperado subprodutos de frango



Fonte: Elaborado pelos Autores. Fonte dos dados e transformação são apresentados em Material Suplementar. Os valores são expressos em kg de fertilizante, carcaça, subproduto e Fósforo recuperado.

Para o fertilizante fosfatado aplicado no solo, em média 17% é absorvido pelas culturas componentes da ração (Tabela 2) e segue para a próxima etapa do fluxo. O P não absorvido pode permanecer no solo como “estoque”, todavia, se faz necessário avaliar a sua biodisponibilidade para absorção pelas plantas. P não biodisponível pode ser carregado pelo escoamento das águas até rios e oceanos, contribuindo com a proliferação de algas tóxicas, tendo como consequência a eutrofização.

Para a próxima etapa do fluxo, P contido em 1,6 kg de ração corresponde a 4,192 g, representado pelo P adicionado como suplemento (5%) e P absorvido pelas culturas, deste, apenas 2,03 g de P é absorvido em 1kg de carcaça de frango, isso porque a retenção de P no corpo do frango de corte raça *Ross* é de 48,5% (LI et al., 2017), representa apenas 8% do input de P. O restante de P integra as excretas animais que também pode ser fonte valiosa de biomassa para a recuperação de P.

Na etapa subsequente do fluxo, a transformação de ossos de frango em bonechar, pelo processo de pirólise rápida, a temperatura de 650°C, são recuperados 0,4066 g de P, estes dados são de origem análise de laboratório desenvolvidos nesta pesquisa. P-recuperado representa apenas 1,6% do P input no fluxo de produção de proteína de frango.

O nutriente P é utilizado para manter as funções vitais dos seres vivos. Participa da ATP e RNA celular, e até o momento, não tem substituto (TONINI; SAVEYN; HUYGENS, 2019), porém a cada etapa do fluxo de P há uma redução da utilização efetiva (Figura 7). Para o



processo de produção de frango, 100% (24,6g) de P input no processo, 17% (4,2 g) é absorvido pelas culturas, 8% (2,03 g) é absorvido pelo frango e 1,6% (0,4 g) é o P-recuperado dos ossos de frango.

Claramente, outros fluxos de P devem ser considerados para a recuperação. O restante (98,35%) de P input no fluxo foi classificado no fluxo de dispersão, orientado para fluxos distintos, como exemplo: *i)* P contido na proteína que será consumida pelos humanos; *ii)* P contido nos subprodutos destinados a farinha de vísceras; *iii)* P contido nas excretas das aves; *iv)* P que permaneceu no solo devido à baixa biodisponibilidade de absorção do nutriente, este último fluxo de dispersão de origem da produção de grãos, além de ser o mais significativo, 82% da dispersão, também é o processo com maiores possibilidades de ampliar a eficiência de utilização do nutriente, com utilização de técnicas de manejo, microorganismos que promovam a biodisponibilidade de P no solo para absorção, agricultura de precisão ou fertilizantes orgânicos.

Todavia, o potencial de contribuição dos subprodutos do abate de frango para a redução da dependência de P-rocha ganha relevância no processo em escala. Apenas para a cadeia produtiva de frango brasileira, em 2021, foram produzidas 16.823.452 toneladas de aves, 28% destinado a reciclagem animal (4.651.085 toneladas) (ABRA, 2021), com potencial para recuperação de 800 toneladas de P se todos os subprodutos fossem destinados para o processo de pirólise.

Discussão

Nossas revisões e análises quantitativas forneceram quatro *insights* principais: *i)* o sistema de produção de frango de corte é dependente do nutriente fósforo; *ii)* a recuperação do nutriente P é um processo com múltiplos fluxos; *iii)* é necessário reduzir a dispersão de P; *iv)* há tecnologias disponíveis para tornar o uso de P mais circular;

O sistema de produção de frango exemplifica a interferência da produção de alimentos nos ciclos biogeoquímicos. A cada etapa do ciclo, as perdas do nutriente P revela a ineficiência do processo, menos de 1% de input de P chega ao consumo humano como alimento (BROWNLIE et al., 2022). A ineficiência do processo tem como resultado duas consequências diretas:

a) o esgotamento das reservas naturais de P-rocha economicamente extraíveis (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009; GALEMBECK; GALEMBECK; SANTOS, 2019; U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2022), isso porque o tempo natural de reposição do ciclo biogeoquímico é incompatível com a velocidade e quantidade de utilização do P-rocha (Figura 1 e 4), a utilização deste nutriente transgrediu os limites naturais de reposição do estoque. E apesar desta transgressão, ainda é possível para as gerações atuais usufruir do estoque restante de nutriente, ampliando a defasagem dos limites ambientais. E a recuperação ou reciclagem parece ser uma solução para atenuar a insegurança alimentar para as próximas gerações.

b) o acúmulo histórico da dispersão de nutrientes no ambiente natural interfere na qualidade ambiental observável (SANDSTRÖM et al., 2023; YAN et al., 2021). O excesso de aplicação de fertilizantes e as águas residuais não tratadas, carregam para rios e oceanos um excedente de nutrientes que estimula a proliferação de algas tóxicas, ou seja, resulta na eutrofização local, por consequência, redução da biodiversidade e produção de alimentos em águas doces e salgadas. O excedente de aplicação de fertilizantes por hectare (Figura 4) remete a necessidade de gestão



eficiente dos recursos naturais disponíveis, não apenas em relação ao custo dos fertilizantes, mas também a finitude das reservas naturais economicamente extraíveis deste nutriente.

De fato, estudos recentes identificam as atividades agrícolas como relevante impacto no ecossistema terrestre, propondo possíveis soluções para evitar a transgressão dos limites ambientais e, ao mesmo tempo, melhorar a segurança alimentar (GERTEN et al., 2020; SANDSTRÖM et al., 2023). No entanto, retornar a um espaço operacional seguro sem prejudicar a segurança alimentar requer não apenas a consideração do suprimento global de alimentos e os processos biofísicos do sistema terrestre, mas também a alocação das reduções necessárias nos impactos humanos em todo o ecossistema (LUCAS et al., 2020).

O principal desafio da gestão de nutriente está em responder ao *trade-off*: aumentar a produção de alimentos *versus* reduzir a dependência de fertilizantes com menor impacto ambiental possível. P-recuperado pode ampliar a circularidade deste nutriente, porém, se a dependência de P continuar a aumentar, há o risco eminente do *Paradoxo de Jevons*: P-recuperado pode agravar a dependência do nutriente P.

A gestão de nutrientes ainda está em processo inicial no Brasil. Somente em 2022, motivado pelos acontecimentos globais da Pandemia do Covid-19 e Guerra Rússia - Ucrânia, o governo brasileiro reconheceu a insegurança do sistema interno de produção de alimentos e instaurou o *Plano Nacional de Fertilizantes 2022-2050* (BRASIL, 2022), com a meta de reduzir da dependência brasileira de fertilizantes importados. Neste primeiro momento, o foco é investir em extração das reservas naturais P-rocha brasileiras, em um segundo momento, ampliar a eficiência de uso, aprimorando técnicas de manejo, e na terceira etapa, consiste em investir em tecnologia de recuperação de nutrientes, como exemplo apresentado neste estudo de caso.

A Comissão Europeia também já dispõe do plano de redução de dependência de fertilizantes importados, e devido a indisponibilidade de reservas naturais economicamente viáveis em seu território, investe na eficiência de uso e recuperação de nutrientes de subprodutos e excretas humanas e animais. A Comissão Europeia espera que o P-recuperado substitua de 17-31% da demanda dos fertilizantes inorgânicos até 2030 (TONINI; SAVEYN; HUYGENS, 2019).

Portanto, para continuar produzindo alimentos, o enfoque atual do agronegócio em processos e produtos, vislumbra direcionar esforços futuros para a gestão de nutrientes, não só no contexto quantitativo, mas também no contexto qualitativo (ZHANG et al., 2023).

Diversas oportunidades de pesquisa emergem deste novo enfoque. Raros são os estudos sobre o desenvolvimento o novo modelo de negócios em que o subproduto de uma empresa passa a ser considerada biomassa ou matéria-prima para outra empresa, denominado *simbiose industrial*, em que ambas as empresas detêm a corresponsabilidade ambiental sob este subproduto (CIOATO FERRAZZA et al., 2022). E ainda, a quantificação do impacto ambiental do nutriente recuperado. Caso o processo de reciclagem seja quantificado *carbono negativo*, o crédito de compensação de impacto seria computado em qual parceira da simbiose industrial? Que ações efetivas no contexto da gestão de nutrientes podem amenizar o risco do *paradoxo de Jevons*? A quantificação de todos os fluxos do nutriente P pode contribuir com indicadores de recuperação deste a ampliação da vida útil das reservas naturais e a quantificação da insustentabilidade do sistema de produção de alimentos no contexto dos limites biofísicos do planeta.

Por fim, este estudo respondeu ao objetivo de quantificar a recuperação do nutriente P para o subproduto “osso de frango”, e utilizou o resultado de 1,6% de P-recuperado para enfatizar a relevância, complexidade e urgência da gestão de nutrientes do agronegócio do

futuro. Na certeza da impossibilidade de fechar o ciclo de P, a contribuição com a sua circularidade deste nutriente, contribui com a segurança alimentar desta e das futuras gerações.

5. Considerações Finais

Para a produção de frango descrito neste estudo de caso, 1,6% de P input no fluxo de produção, pode ser recuperado, com o tratamento de subprodutos do abate, por processo de pirólise. A maior dispersão de P acontece na etapa de produção de grãos.

A dependência histórica dos fertilizantes tem se agravado pela necessidade de ampliar a produção de alimentos na mesma área produtiva, e a evolução das técnicas de intensificação de produção de alimentos parece não contribuir com a redução da dependência do nutriente Fósforo. Fato que explicita o desenvolvimento insustentabilidade do sistema de produção de alimentos, ao usufruir da totalidade do recurso natural para atender as necessidades das gerações atuais, em detrimento do custo da dispersão do Fósforo, associado a insegurança para a produção de alimentos herdados pelas gerações futuras. Além da necessidade de recuperar o nutriente de outros processos, em diversas etapas do fluxo, também se faz necessário, aprimorar a eficiência de uso de P por meio de um modelo de gestão integrada de nutrientes em prol da segurança alimentar.

6. Financiamento

Este trabalho foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq sob o número 302517/2022-47.

7. Declarações

Aprovação Ética: Não se aplica.

Conflito de Interesses: Os autores declaram não haver conflito de interesses.

Referências

ABRA. **Anuário 2020 setor de reciclagem animal**. São Paulo: Associação Brasileira de Reciclagem Animal, 2021. Disponível em: <<https://abra.ind.br/>>. Acesso em: 21 mar. 2022.

AHVO, A. et al. **Agricultural input shocks decrease crop yields globally**. [s.l.] In Review, 7 dez. 2022. Disponível em: <<https://www.researchsquare.com/article/rs-2204819/v1>>. Acesso em: 27 fev. 2023.

ALEWELL, C. et al. Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 4546, dez. 2020.

ANTIKAJINEN, R. et al. Stocks and flows of nitrogen and phosphorus in the Finnish food production and consumption system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 107, n. 2–3, p. 287–305, maio 2005.

BEUSEN, A. H. W. et al. Exploring river nitrogen and phosphorus loading and export to global coastal waters in the Shared Socio-economic pathways. **Global Environmental Change**, v. 72, p. 102426, jan. 2022.

BRASIL. 10991. Plano Nacional de Fertilizantes 2022-2050 e o Conselho Nacional de Fertilizantes e Nutrição de Plantas. . 2022.

BROWNLIE, W. et al. The Our Phosphorus Future Report. 2022.

BROWNLIE, W. J. et al. Global actions for a sustainable phosphorus future. **Nature Food**, v. 2, n. 2, p. 71–74, fev. 2021.

BRUNNER, P. H.; RECHBERGER, H. **Handbook of Material Flow Analysis**. 0. ed. [s.l.] CRC Press, 2016.

CHOJNACKA, K.; MOUSTAKAS, K.; WITEK-KROWIAK, A. Bio-based fertilizers: A practical approach towards circular economy. **Bioresource Technology**, v. 295, p. 122223, jan. 2020.

CIOATO FERRAZZA, A. et al. **GOVERNANÇA DE RELACIONAMENTOS NA SIMBIOSE AGROINDUSTRIAL: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA DE ESTUDOS DE CASOS DE GESTÃO DE RESÍDUOS**. Anais do 60º Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural (SOBER). **Anais...** Em: 60º CONGRESSO DA SOBER. Natal, Rio Grande do Norte: Even3, 2022. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/sober2022/473830>>. Acesso em: 13 mar. 2023

COLZANI, H. et al. Determinação de fosfato em refrigerantes utilizando um scanner de mesa e análise automatizada de dados: um exemplo didático para ensino de química. **Química Nova**, 24 mar. 2017.

CORDELL, D.; DRANGERT, J.-O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, maio 2009.

DIAS, R. S. et al. Phosphorus utilization in broilers fed with diets supplemented with different feed ingredients. **Scientia Agricola**, v. 76, n. 1, p. 18–23, fev. 2019.

DIJK, M. et al. A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. **Nature Food**, v. 2, n. 7, p. 494–501, jul. 2021.

EBC, E. B. F. 10.2. European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. **2012-2022**. 2022, p. 63.

EUROPEAN BIOCHAR FOUNDATION. **European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar**. Switzerland: European Biochar Foundation (EBC), 2022. Disponível em: <https://www.european-biochar.org/media/doc/2/version_en_10_1.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2022.

EUROPEAN COMMISSION. **The European Green Deal COM/2019/640 final**. , 2019. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1588580774040&uri=CELEX:52019DC0640>>

EUROPEAN COMMISSION. **Critical raw materials**. Geological Survey of Sweden-SGU, , 2020. Disponível em: <<https://www.sgu.se/globalassets/mineralnaring/kritiska->

material/critical-raw-materials-world-production-map-with-legend.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2022

FAO. **Greenhouse gas emissions and fossil energy use from poultry supply chains: Guidelines for assessment.**: 1. Rome: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2016. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/i6421e/i6421e.pdf>>. Acesso em: 24 jan. 2023.

GALEMBECK, F.; GALEMBECK, André; SANTOS, L. NPK: ESSENTIALS FOR SUSTAINABILITY. **Química Nova**, 2019.

GERBER, P. et al. Nutrient use efficiency: a valuable approach to benchmark the sustainability of nutrient use in global livestock production? **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 9–10, p. 122–130, nov. 2014.

GERTEN, D. et al. Feeding ten billion people is possible within four terrestrial planetary boundaries. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 3, p. 200–208, 20 jan. 2020.

IFA. **International Fertilizer Association - Data.** [s.l.] International Fertilizer Association, 2022. Disponível em: <<http://ifadata.fertilizer.org/ucSearch.aspx>>. Acesso em: 27 maio. 2022.

IGALAVITHANA, A. D. et al. Gasification biochar from biowaste (food waste and wood waste) for effective CO₂ adsorption. **Journal of Hazardous Materials**, v. 391, p. 121147, jun. 2020.

KHAN, M. et al. Production of Biochar from Waste Biomass Feedstock and its Applications in Sustainable Construction. **Journal of Xi'an Shiyou University, Natural Science Edition**, ha. v. 19, n. 1, p. 662–690, 2023.

KOWALSKI, Z. et al. Quantification of material recovery from meat waste incineration – An approach to an updated food waste hierarchy. **Journal of Hazardous Materials**, v. 416, p. 126021, ago. 2021.

KVAKIĆ, M. et al. Quantifying the Limitation to World Cereal Production Due To Soil Phosphorus Status. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 32, n. 1, p. 143–157, jan. 2018.

LANGHANS, C. et al. Phosphorus for Sustainable Development Goal target of doubling smallholder productivity. **Nature Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 57–63, jan. 2022.

LI, M.; WIEDMANN, T.; HADJIKAKOU, M. Towards meaningful consumption-based planetary boundary indicators: The phosphorus exceedance footprint. **Global Environmental Change**, v. 54, p. 227–238, jan. 2019.

LI, X. et al. **Available Phosphorus Requirement of Meat Chickens.** [s.l.] Rural Industries Research and Development Corporation, 2017. Disponível em: <<https://agrifutures.com.au/wp-content/uploads/publications/17-013.pdf>>. Acesso em: 24 mar. 2023.

LI, Y. et al. Long-term effects of nitrogen and phosphorus fertilization on soil microbial community structure and function under continuous wheat production. **Environmental Microbiology**, v. 22, n. 3, p. 1066–1088, mar. 2020.

LUCAS, P. L. et al. Allocating planetary boundaries to large economies: Distributional consequences of alternative perspectives on distributive fairness. **Global Environmental Change**, v. 60, p. 102017, jan. 2020.

MAK, T. M. W. et al. Sustainable food waste management towards circular bioeconomy: Policy review, limitations and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 297, p. 122497, fev. 2020.

MAYER, N.; KALTSCHMITT, M. Closing the phosphorus cycle: Current P balance and future prospects in Germany. **Journal of Cleaner Production**, v. 347, p. 131272, maio 2022.

MEADOWS, D. Are there limits to economic growth? It's time to call time on a 50-year argument. **Nature**, v. 603, n. 7901, p. 361–361, 17 mar. 2022.

METSON, G. S.; CORDELL, D.; RIDOUTT, B. Potential Impact of Dietary Choices on Phosphorus Recycling and Global Phosphorus Footprints: The Case of the Average Australian City. **Frontiers in Nutrition**, v. 3, 26 ago. 2016.

MUSCAT, A. et al. Principles, drivers and opportunities of a circular bioeconomy. **Nature Food**, v. 2, n. 8, p. 561–566, ago. 2021.

NANDA, M.; KANSAL, A.; CORDELL, D. Managing agricultural vulnerability to phosphorus scarcity through bottom-up assessment of regional-scale opportunities. **Agricultural Systems**, v. 184, p. 102910, set. 2020.

NIELSEN, N.; JØRGENSEN, M.; BAHRNDORFF, S. **Greenhouse Gas Emission from the Danish Broiler Production estimated via LCA Methodology**. Denmark: Knowledge Centre for Agriculture, 2011. Disponível em: <https://lca-net.com/wp-content/uploads/110628_vfc_engelsk_vfl_layout_web.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2023.

O'CONNOR, G. Shifting the value of food and organic waste management in the food services sector in Brisbane, Australia. **Resources, Conservation & Recycling Advances**, v. 12, p. 200052, dez. 2021.

OECD-FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2021-2030**. Rome: OECD Publishing, 2021. Disponível em: <https://www.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/data/oecd-agriculture-statistics_agr-data-en>. Acesso em: 11 maio. 2022

ONU. **Sustainable Development: THE 17 GOALS**. [s.l.] ONU, 2015. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/>>. Acesso em: 29 nov. 2021.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de Saúde Pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, n. 11, p. 3891–3902, nov. 2018.

RAMANAN, S. et al. Assessing the environmental impact of bone char production by in-situ emission monitoring and life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 367, p. 132974, set. 2022.

ROTHWELL, S. A. et al. Phosphorus stocks and flows in an intensive livestock dominated food system. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 163, p. 105065, dez. 2020.

SANDSTRÖM, V. et al. Disparate history of transgressing planetary boundaries for nutrients. **Global Environmental Change**, v. 78, p. 102628, jan. 2023.

SCHRÖDER, J. et al. **Sustainable Use of Phosphorus**. Wageningen: Plant Research International, 2010. Disponível em: <<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/404463>>. Acesso em: 1 maio. 2022.

SHEN, J. et al. Innovations of phosphorus sustainability: implications for the whole chain. **Frontiers of Agricultural Science and Engineering**, v. 6, n. 4, p. 321, 2019.

SINHA, R. et al. Quantifying nutrient recovery by element flow analysis: Harvest and use of seven marine biomasses to close N and P loops. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 178, p. 106031, mar. 2022.

SKUNCA, D. et al. Life cycle assessment of the chicken meat chain. **Journal of Cleaner Production**, v. 184, p. 440–450, maio 2018.

SNIATALA, B. et al. Macro-nutrients recovery from liquid waste as a sustainable resource for production of recovered mineral fertilizer: Uncovering alternative options to sustain global food security cost-effectively. **Science of The Total Environment**, v. 856, p. 159283, jan. 2023.

SOMEUS, E.; PUGLIESE, M. Concentrated Phosphorus Recovery from Food Grade Animal Bones. **Sustainability**, v. 10, n. 7, p. 2349, 6 jul. 2018.

SONESSON, U.; CEDERBERG, C.; BERGLUND, M. **GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN CHICKEN PRODUCTION DECISION SUPPORT FOR CLIMATE CERTIFICATION: Climate Labelling of Food**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.klimatmarkningen.se/wp-content/uploads/2009/12/2009-6-chicken.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2023.

STĘPIEŃ, A. et al. Meat Processing Waste as a Source of Nutrients and Its Effect on the Physicochemical Properties of Soil. **Sustainability**, v. 14, n. 3, p. 1341, 25 jan. 2022.

STOCKHOLM, S. **Phosphorus Footprint Model A Model Development and Application to the Swedish Bovine and Poultry Industries**. Kim Dahlgren Stråå: Royal institute and technology, 2013. Disponível em: <<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:649333/FULLTEXT01.pdf>>. Acesso em: 31 jan. 2023.

TONINI, D.; SAVEYN, H. G. M.; HUYGENS, D. Environmental and health co-benefits for advanced phosphorus recovery. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 11, p. 1051–1061, nov. 2019.

TURNER, B.; RABOY, V. **Phosphorus cycle**. McGraw-Hill Education, , 2019. Disponível em: <<https://www.accessscience.com/content/article/a508930>>. Acesso em: 26 jan. 2023

U. S. GEOLOGICAL SURVEY. **Mineral Commodity Summaries: Phosphate Rock**. [s.l.] United States Geological Survey, 2022. Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2022/mcs2022-phosphate.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2022.

WALLMAN, M.; SONESSON, U. **Livscykelanalys (LCA) av svensk kalkonproduktion**. [s.l.] SIK, 2010. Disponível em: <<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:943715/FULLTEXT01.pdf>>. Acesso em: 1 fev. 2023.

WANG, X. et al. Emerging waste valorisation techniques to moderate the hazardous impacts, and their path towards sustainability. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127023, fev. 2022.

WANG, Y. et al. A mathematical model for phosphorus interactions and transport at the sediment-water interface in a large shallow lake. **Ecological Modelling**, v. 476, p. 110254, fev. 2023.

WIEDEMANN, S. G.; MCGAHAN, E. J.; MURPHY, C. M. Resource use and environmental impacts from Australian chicken meat production. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 675–684, jan. 2017.

WORLD BANK. **Fertilizer consumption**. US: World Bank, 2022. Disponível em: <<https://data.worldbank.org/indicator/AG.CON.FERT.ZS>>. Acesso em: 18 set. 2022.

WORLD IN DATA. <https://ourworldindata.org/meat-production>. [s.l.] World Mining Data, 2022. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/meat-production>>. Acesso em: 27 maio. 2022.

YAN, Q. et al. Internal nutrient loading is a potential source of eutrophication in Shenzhen Bay, China. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 107736, ago. 2021.

YITBAREK, M. LIVESTOCK AND LIVESTOCK PRODUCT TRENDS BY 2050: REVIEW. **International Journal of Animal Research**, v. 4, n. 30, 2019.

ZHANG, X. et al. Upgradation of agricultural straw pyrolysis through co-processing with PE waste and by-product detoxification. **Fuel**, v. 336, p. 126767, mar. 2023.