

CAPÍTULO 5

Dimensionamento de rebanhos de suínos por balanço de nutrientes

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Introdução

A produção de suínos em confinamento gera uma grande quantidade de resíduos orgânicos que devem ser geridos adequadamente de modo a mitigar seus potenciais impactos no ambiente, notadamente o dejetos líquido de suínos (DLS). Além disto, os cadáveres de animais que morrem durante o ciclo de produção também requerem tratamento e destinação adequada, embora representem um volume menor em comparação ao DLS. O DLS é composto por fezes, urina, pelos dos animais, sobras de ração e água (desperdiçada dos bebedouros, utilizada no controle da ambiência e na higienização das instalações), além de detritos (areia, cimento) oriundos do desgaste da granja. Também contribuem para aumento de volume gerado de DLS as eventuais entradas de água no sistema de escoamento e nas estruturas de armazenamento, principalmente quando estas não são cobertas (Vilas-Boas *et al.*, 2016).

As fezes e urina dos suínos em confinamento aportam quantidades significativas de carbono (C), macronutrientes (nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca), magnésio (Mg)) e micronutrientes (cobre (Cu) e zinco (Zn), entre outros) ao DLS, o que torna interessante a sua reciclagem como adubo orgânico na agricultura. Histo-

ricamente, esta tem sido a prática preferencial para manejo e destinação do DLS no Brasil e no mundo. Quando utilizado seguindo critérios agrônômicos, o DLS promove a melhoria da fertilidade do solo e, consequentemente, o aumento da produtividade das culturas agrícolas (Manual..., 2016). Além de ser fonte de nutrientes às plantas, o DLS e demais adubos orgânicos gerados em granjas de suínos contribuem com o incremento dos teores de matéria orgânica do solo (MOS), favorecendo a atividade biológica e a agregação do solo, melhorando a sua estrutura, aeração, drenagem e capacidade de armazenamento de água. No entanto, estes benefícios dependem da quantidade e continuidade do uso da adubação orgânica e são verificados no longo prazo, principalmente quando esse uso é associado a práticas conservacionistas de manejo do solo.

Apesar destas vantagens, a concentração de nutrientes no DLS é geralmente baixa, o que demanda a aplicação de doses de DLS muito maiores, em comparação aos fertilizantes minerais, para suprir a mesma quantidade de nutrientes às plantas. Isto implica em maior custo de transporte e aplicação em comparação aos fertilizantes minerais. Em consequência, é comum a aplicação, ou mesmo o seu descarte, em doses excessivas nas áreas agrícolas mais próximas da granja, o que aumenta significativamente o risco de poluição ambiental, tanto pelo acúmulo e transferência de C e nutrientes do solo para os recursos hídricos (causando eutrofização) como pelas emissões gasosas de amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e maus odores para a atmosfera (Aita *et al.*, 2014; Gatiboni *et al.*, 2015; Grave *et al.* 2015, 2018). Neste sentido, a compatibilização entre a produção de DLS e a oferta de nutrientes contidos nestes com a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis para a sua reciclagem como fertilizante é a principal estratégia de gestão ambiental das granjas de suínos quando o solo é utilizado como destino deste resíduo.

Características dos resíduos gerados em granjas de suínos

A produção de DLS varia conforme o sistema de produção utilizado, nutrição dos animais, uso da água na granja e categoria animal alojada, impactando significativamente na concentração de nutrientes no DLS. A Embrapa Suínos e Aves caracterizou e modelou matematicamente a excreção de nutrientes em diferentes sistemas de produção de suínos utilizados no Brasil (Miele, 2019; Oliveira *et al.*, 2017, 2020; Tavares, 2016), o que permite estimar com boa precisão a produção de dejetos e a oferta de nutrientes nas granjas de suínos (Tabela 1).

A partir dos dados médios de mortalidade de animais em granjas de suínos de SC (Miele, 2019) e quantidade de nutrientes contidos nas carcaças de suínos (Nicoloso *et al.*, 2017), também é possível estimar a quantidade e qualidade deste tipo de resíduo gerado nos diferentes sistemas de produção de suínos em confinamento (Tabela 2). Ao comparar os resultados apresentados nas Tabelas 1 e 2, verifica-se que, em termos de volume, as carcaças de animais mortos representam, no máximo, 0,8% da quantidade de DLS gerado nos diferentes sistemas de produção. Quanto aos equivalentes em N, P na forma de pentóxido de fósforo (P_2O_5) e K na forma de óxido de potássio (K_2O) contidos nas carcaças de animais mortos, estes representam em média 3,1, 1,7 e 0,7% das quantidades dos respectivos nutrientes excretados via DLS.

O sistema de manejo, tratamento ou armazenamento do DLS empregado na granja pode promover reduções significativas dos teores de sólidos pela decomposição do material orgânico. Além disso, o N contido no DLS também pode ser perdido principalmente pela volatilização de NH_3 e de gases oriundos dos processos de nitrificação e desnitrificação, conforme a tecnologia de tratamento empregada. Tran *et al.* (2011) observaram perdas de 60-70% do N do DLS armazenado em tanques por 90 dias, enquanto Petersen *et al.* (1998) observaram perdas de 46-58% do N contido em esterco sólido de suínos armazenado por 90-120 dias. Perdas similares de N (50-60%) foram observadas por Vivan *et al.* (2010) após o tratamento do DLS por biodigestão e o seu armaze-

Tabela 1. Produção de dejetos e excreção de sólidos e macronutrientes nos dejetos líquidos gerados por animal alojado em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina.

Sistema de Produção	Unidade	Produção de dejetos, sólidos e macronutrientes					
		Volume	ST	SV	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		m ³ .ano ⁻¹					kg.no ⁻¹
Unidade de Terminação ¹	suíno	1,53	88,8	66,5	8,1	4,2	4,0
Creche ²	leitão	0,47	19,5	14,9	1,6	0,8	1,1
Unidade de Produção de Desmamados (UPD) ^{3,9}	matriz	4,16	142,9	90,0	15,3	9,5	7,4
Unidade de Produção de Leitões (UPL) ^{4,9}	matriz	5,70	205,7	137,7	20,3	12,0	10,9
Ciclo Completo ^{5,9}	matriz	18,49	950,0	695,3	88,1	47,1	44,8
Wean-to-finish single stock ⁶	leitão	1,30	73,3	54,9	6,6	3,4	3,4
Wean-to-finish double stock ⁷	leitão	0,72	39,4	29,6	3,5	1,8	1,9
Machos ⁸	macho	2,38	125,4	80,0	10,9	8,2	5,4

¹Medido pela observação de 13.276 suínos alojados em granjas comerciais de terminação, totalizando 3,26 lotes por ano com duração de 105 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes, segundo Tavares (2016) e Oliveira et al. (2017). ²Medido pela observação de 26.695 leitões alojados em granjas comerciais do tipo creche, totalizando 8,69 lotes por ano com duração de 35 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes, segundo Tavares (2016). ³Medido pela observação de 5.142 matrizes alojadas em granjas comerciais de produção de leitões desmamados (UPD) com média de 2,59 partos por ano em ciclos de 141 dias, sendo 36 dias em gaiolas de gestação, 70 dias em baias de gestação coletiva e 35 dias em baias de maternidade, segundo Oliveira et al. (2020). ⁴Calculado a partir dos dados medidos em UPD e creche, considerando dados médios de 11,7 leitões nascidos vivos por parto e mortalidade de 7,8% dos leitões em maternidade, segundo Miele (2019). ⁵Calculado a partir de UPD, creche e terminação, considerando dados médios de 11,7 leitões nascidos vivos por parto, mortalidade de 7,8% dos leitões em maternidade e mortalidade de 2,2% dos leitões em creche, segundo Miele (2019). ⁶Calculado a partir de creche e terminação mantendo-se a mesma lotação de animais alojados em ambas as fases. ⁷Calculado a partir de creche e terminação, reduzindo lotação de animais pela metade na fase de terminação. ⁸Fonte: Oliveira et al. (dados não publicados). ⁹Não inclui os reprodutores machos. Caso presentes, adicione as quantidades de água consumida e de dejetos produzidos pelos machos alojados na unidade de produção.

Tabela 2. Taxa de mortalidade média e quantidade de carcaças e nutrientes associados gerados em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina.

	Sistema de Produção ¹		Mortalidade e quantidade de carcaças e nutrientes			
	Unidade	Taxa	Carcaças	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		%	kg ano ⁻¹	----- kg.ano ⁻¹ -----		
Unidade de Terminação	suíno	2,30	5,4	0,156	0,048	0,018
Creche	leitão	2,20	2,9	0,083	0,025	0,009
Unidade de Produção de Desmamados (UPD) ²	matriz	7,76	33,9	0,573	0,165	0,082
Unidade de Produção de Leitões (UPL) ²	matriz	5,18	43,7	0,853	0,250	0,114
Ciclo Completo ²	matriz	4,24	87,2	2,101	0,627	0,261
Wean-to-finish single stock ³	leitão	2,25	4,9	0,140	0,041	0,017
Wean-to-finish double stock ⁴	leitão	2,23	2,8	0,082	0,025	0,010

¹Calculado a partir dos fatores de produção disponíveis em Miele (2019) e peso médio e concentração de nutrientes em carcaças de suínos disponíveis em (Nicoloso *et al.*, 2017). ²Inclui leitões na maternidade, creche e terminação, conforme o tipo de granja. ³Mantém a mesma lotação de animais alojados em ambas as fases de creche e terminação. ⁴Reduz a lotação de animais pela metade na fase de terminação.

namento em lagoa anaeróbia. Angnes *et al.* (2013) observaram perdas de N de 60-70% quando o DLS foi tratado por sistema de compostagem automatizada em substrato de serragem e maravalha. Como para o P e K não ocorre a produção e emissão de formas gasosas, não se consideram haver perdas significativas destes nutrientes, independentemente do sistema de manejo de dejetos empregados na granja.

Um aspecto importante a se destacar é que os sistemas de manejo, tratamento ou armazenamento do DLS podem promover a segregação do N, P e K nos efluentes e resíduos gerados, conforme a tecnologia empregada. Oliveira (2009) verificou que o uso de um decanter para separação de fases do DLS promoveu a segregação de 15, 55 e 25% do N, P e K, respectivamente, os quais ficaram retidos no resíduo sólido obtido por este processo. Dalla Costa *et al.* (2015) observaram que um equipamento de peneira com escovas rotativas teve eficiência de 5, 12 e 3% na separação de N, P e K para a fase sólida do DLS, respectivamente. O armazenamento do DLS em esterqueiras e lagoas também pode promover a segregação dos nutrientes devido à deposição da fração sólida no fundo destas estruturas. Vivan *et al.* (2010) verificaram uma redução de 77-80% nos teores de P, Cu e Zn de efluentes de biodigestores armazenados em lagoas anaeróbicas. Os autores atribuíram estes resultados à deposição de sólidos verificada tanto no interior do biodigestor como na lagoa de armazenamento. Caso parte dos nutrientes segregados do DLS, especialmente aqueles retidos nos resíduos sólidos (fração sólida de sistemas de separação de fases de dejetos, lodos de biodigestores, etc.), sejam coletados e exportados da propriedade rural para serem reciclados como fertilizantes orgânicos em áreas agrícolas de outros estabelecimentos, estas quantidades de nutrientes devem ser descontadas da oferta de nutrientes do DLS computada para fins de balanço de nutrientes e dimensionamento de rebanhos.

Crítérios para reciclagem dos dejetos de suínos na agricultura

A aplicação dos adubos orgânicos em solos agrícolas deve obedecer aos mesmos critérios agronômicos estabelecidos para fertilizantes minerais. A maioria dos Estados ou regiões brasileiras possuem sistemas de recomendações oficiais de adubação que, embora apresentem diferenças entre si, seguem os mesmos critérios agronômicos para definição de doses e recomendação de uso de fertilizantes (Manual..., 2016; Ribeiro; Guimarães; Alvarez, 1999; Sousa; Lobato, 2004; Van Raij *et al.* 1997; Pauletti; Motta, (2019).

De maneira geral, as recomendações de adubação têm por objetivo estabelecer as doses de maior eficiência técnica e econômica de N, P₂O₅ e K₂O para as diferentes culturas agrícolas. O foco nestes três nutrientes para a recomendação de fertilizantes explica-se porque o Ca e Mg são normalmente supridos através da calagem, o S é recomendado de maneira preventiva para culturas mais exigentes e os micronutrientes são normalmente fornecidos em quantidades adequadas pelo solo, sem a necessidade de aporte via fertilizantes, salvo em situações específicas de solo, clima e culturas (Gatiboni *et al.*, 2016).

As recomendações de N são normalmente baseadas nos teores de matéria orgânica do solo e na sua taxa de decomposição, na ciclagem de N do sistema solo-planta, nas perdas do N aplicado via fertilizantes (e.g. lixiviação, volatilização) e na demanda de N pelas culturas. Portanto, a construção da fertilidade do solo quanto ao suprimento de N às plantas está relacionada ao aumento dos estoques de matéria orgânica do solo no longo prazo e não diretamente à aplicação de fertilizantes nitrogenados. Já para o P e K, as recomendações de adubação são baseadas na disponibilidade destes nutrientes no solo, nas perdas destes nutrientes aplicados via fertilizantes (e.g. adsorção, escoamento superficial, lixiviação) e também na demanda de P e K das culturas. Neste sentido, três conceitos de adubação são estabelecidos para a recomendação de P e K, a saber: adubação corretiva, de manutenção e de reposição (Gatiboni *et al.*, 2016).

A adubação de correção tem por objetivo elevar os teores de P e K no solo até o “teor crítico” (Figura 1), que representa a concentração necessária destes nutrientes no solo necessária para um rendimento de 80 ou 90% da produção máxima da cultura a ser adubada (Manual..., 2016; Sousa; Lobato, 2004). Abaixo deste teor crítico, o rendimento das culturas agrícolas apresenta alta probabilidade de resposta à adubação e ao incremento dos teores de P e K no solo. Para solos dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, as doses de correção variam de 40 a 160 kg.P₂O₅.ha⁻¹ e 30 a 120 kg.K₂O.ha⁻¹, de acordo com a classe de disponibilidade (muito baixo, baixo ou médio) destes nutrientes no solo (Manual..., 2016). Já para solos do Cerrado, as doses de correção de P dependem da textura, classe de disponibilidade deste nutriente no solo (muito baixo, baixo ou médio) e sistema de cultivo (sequeiro ou irrigado), variando de 15 kg.P₂O₅.ha⁻¹ para cultivos de sequeiro em solos arenosos com disponibilidade média de P a até 420 kg.P₂O₅.ha⁻¹ de cultivos irrigados em solos muito argilosos e com disponibilidade muito baixa de P (Sousa; Lobato, 2004). Segundo o mesmo documento, as doses de correção de K para solos do Cerrado variam de 25 a 100 kg.K₂O.a⁻¹, de acordo com a classe de disponibilidade deste nutriente (baixo ou médio) e a faixa de CTC_{pH7} (capacidade de troca de cátions a pH 7) do solo a ser corrigido.

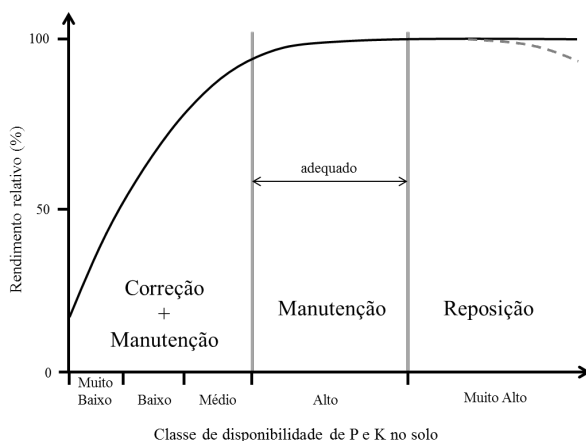


Figura 1. Rendimento relativo das culturas agrícolas em função do teor de P e K no solo e as indicações de adubação de correção, manutenção e reposição. Fonte: Adaptado de Gatiboni *et al.*, (2016).

Destaca-se que estas doses recomendadas para correção da fertilidade do solo foram determinadas para se elevar os teores de nutrientes do solo, desconsiderando que parte destes nutrientes vai ser absorvido e exportado pelas plantas. Portanto, à esta dose de correção deve ser adicionada uma dose de manutenção, visando atender também a demanda de P e K pelas culturas agrícolas. Acima do teor crítico, não se espera incremento significativo no rendimento das culturas devido ao aumento dos teores de P e K no solo. Assim, passa-se a utilizar apenas a adubação de manutenção, que tem por objetivo apenas adicionar as quantidades de P e K removidas pelas culturas e exportadas através dos grãos, forragem ou biomassa, além de repor as perdas destes nutrientes no solo, mantendo os teores de P e K estáveis em uma faixa considerada adequada ao desenvolvimento das culturas (Manual..., 2016; Sousa; Lobato, 2004). Já a adubação de reposição visa apenas adicionar as quantidades de P e K exportadas pelas culturas agrícolas e é recomendada para solos com teores classificados como “muito altos” destes nutrientes. A aplicação apenas das doses prescritas como de reposição pode resultar, ao longo do tempo, na redução dos teores de P e K no solo devido às perdas de nutrientes, que são prováveis de ocorrerem. Na Tabela 3 constam as quantidades de P_2O_5 e K_2O sugeridas para a adubação de manutenção das principais culturas de grãos e pastagens cultivadas no Brasil.

Os dados da Tabela 3 permitem determinar as doses de manutenção de P e K a serem aplicadas às culturas agrícolas mencionadas, considerando a expectativa de rendimento projetada para a área agrícola a ser adubada. No entanto, ainda é importante considerar que os adubos orgânicos podem ter eficiência reduzida em relação aos fertilizantes minerais, pois parte dos nutrientes encontra-se em formas indisponíveis para as plantas (Manual..., 2016). De maneira geral, adubos orgânicos com maior proporção de nutrientes na forma orgânica e com altos teores de lignina e fibras apresentam menor taxa de decomposição no solo e, portanto, menor liberação e disponibilidade de nutrientes para as plantas. Por exemplo, a cama de frangos apresenta índice de eficiência agrônômica para N de 50% (Tabela 4). Isto significa que apenas

Tabela 3. Adubação de manutenção de fósforo e potássio para as principais culturas de grãos e pastagens cultivadas no Brasil.

Culturas	Produtividade Referencial ¹	Adubação de Manutenção ²		Incremento ³ (kg.t ⁻¹)	
		P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
Manual... (2016) ----- kg.ha ⁻¹					
Aveia ⁴	3,0	45	30	15	10
Cevada ⁴	3,0	45	30	15	10
Milho ⁴	6,0	90	60	15	10
Soja ⁴	3,0	45	75	15	25
Trigo ⁴	3,0	45	30	15	10
Milho para silagem ⁵	12,0	110	220	10	20
Gramíneas anuais de inverno ⁵	6,0	60	60	10	10
Gramíneas perenes de verão ⁵	12,0	80	100	10	10

Continua...

Tabela 3. Continuação

Culturas	Produtividade Referência ¹	Adubação de Manutenção ²			Incremento ³ (kg.t ⁻¹)		
		P ₂ O ₅	K ₂ O	Pauletti; Motta, (2019) ⁷	P ₂ O ₅	K ₂ O	K ₂ O
	t.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹					
Aveia ⁴	2,0	20	15	15	15	15	15
Cevada ⁴	3,5	20	20	20	15	15	15
Milho safra ⁴	8,0	60	30	30	7,5	10	10
Soja ⁴	3,0	35	40	40	30	30	30
Trigo ⁴	2,5	25	15	15	15	15	15
Milho para silagem ⁶	40,0	60	140	140	1,5	3,0	3,0
Pastagem de aveia ⁵	3,0	0	25	25	5	5	5
Pastagem de <i>Panicum</i> spp. ⁵	10,0	0	0	0	5	5	5

Continua...

Tabela 3. Continuação

Culturas	Produtividade Referência ¹	Adubação de Manutenção ²		Incremento ³ (kg.t ⁻¹)	
		P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
Sousa; Lobato, (2004)					
t.ha ⁻¹ kg.a ⁻¹					
Algodão	3,0	100	80	20	20
Aveia ⁴	2,0	60	30	10	10
Cevada ⁴	3,0	60	40	10	15
Milho ⁴	6,0	60	60	10	15
Soja ⁴	3,0	60	60	20	20
Trigo ⁴	3,0	60	30	10	10

Fonte: Adaptado de Manual..., (2016); Sousa; Lobato, (2004); Pauletti; Motta, (2019)
¹Rendimento de referência é a produtividade mínima considerado pelo sistema de recomendação de adubação. ²Adubação de manutenção para P₂O₅ e K₂O em função da produtividade de referência. ³Incremento na dose de P₂O₅ e K₂O para cada tonelada de grãos ou forragem produzida acima da produtividade de referência. ⁴Culturas de grãos cuja unidade de produtividade é t de grãos ha⁻¹. ⁵pastagens, cuja unidade de produtividade é t de matéria seca ha⁻¹. ⁶Unidade de produtividade é t de massa verde ha⁻¹. ⁷As recomendações de adubação do Pauletti e Motta (2019) são organizadas por faixas de rendimentos e não por produtividade de referência, sendo que os valores aqui citados são aproximados.

Tabela 4. Valores médios de eficiência dos nutrientes de diferentes fertilizantes orgânicos aplicados no solo em dois cultivos sucessivos.

Adubos orgânicos	Cultivo	Nutriente ¹		
		N	P	K
Cama de frango	1º cultivo (efeito imediato)	0,5	0,8	1,0
	2º cultivo (efeito residual)	0,2	0,2	0,0
Dejeito líquido de suínos	1º cultivo	0,8	0,9	1,0
	2º cultivo	0,0	0,1	0,0
Dejeito líquido de bovinos	1º cultivo	0,5	0,8	1,0
	2º cultivo	0,2	0,2	0,0
Composto orgânico de dejeito de suínos ²	1º cultivo	0,2	0,7	1,0
	2º cultivo	0,0	0,3	0,0
Digestato de dejeito de suínos ³	1º cultivo	1,0	1,0	1,0
	2º cultivo	0,0	0,0	0,0

Fonte: Adaptado de Manual..., (2016)

¹Nutrientes totais (mineral + orgânico). ²Considerando como substrato a maravalha e/ou a serragem. ³Efluente de biodigestor tratando dejetos de suínos (Nicoloso et al., dados não publicados).

50% da quantidade de N total presente no fertilizante estará disponível para o primeiro cultivo após a aplicação no solo (efeito imediato), em comparação à ureia e demais fertilizantes minerais nitrogenados, cujo teor de N aplicado estará inteiramente disponível (100%) para a cultura adubada logo após sua aplicação ao solo. No entanto, a cama de frango apresenta ainda um efeito residual de 20% para o N, que estará disponível para a cultura subsequente (2º cultivo), o que não é observado para fertilizantes minerais nitrogenados. Já no caso do DLS, espera-se que este apresente, em média, índice de eficiência de 80% para o N, não apresentando efeito residual. Na Tabela 4, estão listados os índices de eficiência agrônômica de alguns adubos orgânicos frequentemente disponíveis em regiões de produção animal intensiva.

Balanço de nutrientes para dimensionamento de rebanhos

A determinação da quantidade de área agrícola necessária para destinação do DLS gerado em uma unidade de produção de suínos agrega os conceitos discutidos anteriormente neste capítulo, quais sejam: oferta de nutrientes por animal alojado, perdas ou segregação de nutrientes conforme os sistemas de manejo do dejetos, eficiência agrônômica do adubo orgânico e a dose de nutrientes requerida para adubação das culturas empregadas em cada área agrícola disponível na propriedade rural ou seu entorno. Utilizando-se os mesmos princípios, pode-se também fazer o cálculo reverso para se dimensionar a quantidade máxima de suínos alojáveis em uma granja considerando a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis em uma propriedade rural, ou no seu entorno, para a reciclagem do DLS. Esta análise pode ser aplicada em diferentes escalas, como nos exemplos citados anteriormente, onde a análise é focada em uma granja de suínos ou propriedade rural, ou para contabilizar o balanço de nutrientes em um conjunto de granjas em função da área agrícola disponível para aplicação do DLS em uma microbacia ou município, por exemplo.

Conforme discutido anteriormente neste capítulo, a adubação corretiva visa elevar os teores de nutrientes do solo (P e K) de modo que este seja capaz de suprir adequadamente a demanda das culturas, reduzindo o consumo de fertilizantes. Quando o teor crítico de nutrientes no solo é atingido, passa-se a utilizar apenas a adubação de manutenção, com o objetivo de manter a produtividade das culturas próxima ao seu potencial produtivo e repor as perdas de nutrientes no solo. Neste sentido, a recomendação de adubação de manutenção é a dose a ser utilizada para se determinar a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas da propriedade. Considerando que a adubação de manutenção tende a um equilíbrio entre aportes e exportações de nutrientes das áreas agrícolas, o dimensionamento da capacidade de alojamento de animais por este índice tende a manter os teores de nutrientes no solo estáveis e o empreendimento sustentável no longo prazo (Nicoloso; Oliveira, 2016). A opção pelo cálculo da demanda de nutrientes considerando as recomendações de correção da fertilidade do solo ocasionaria o acúmulo gradual de nutrientes no solo, o que potencialmente poderia provocar valores excessivos no longo prazo, com reflexos negativos ao ambiente. Da mesma forma, o dimensionamento da oferta de nutrientes apenas em função das recomendações de reposição promoveria a gradual redução da fertilidade do solo e, no longo prazo, a necessidade do aporte de fertilizantes minerais de maneira complementar, visto que estas recomendações não preveem as perdas de nutrientes que ocorrem no solo. Considerando o exposto, o dimensionamento da oferta e demanda de nutrientes em uma propriedade rural onde está ou será instalada a produção de suínos pode, então, ser determinada a partir da seguinte equação (adaptado de Nicoloso; Oliveira, 2016):

$$nS \times PN \times (100 - RE)/100 \times EA = DN - ON \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

nS = número de animais alojados ou alojáveis na granja de acordo com os sistemas de produção listados na Tabela 1 (suínos, leitões ou matrizes)

PN = produção anual de nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) por animal alojado ou alojável na granja de acordo com os sistemas de produção listados na Tabela 1 (kg.ano⁻¹)

RE = perdas, remoção e exportação de nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) que ocorrem de acordo com o sistema de manejo de dejetos empregado na granja (%)

EA = índice de eficiência agrônômica dos nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) dos adubos orgânicos (Tabela 5)

DN = demanda média anual de nutrientes conforme recomendação de adubação de manutenção de N, P_2O_5 ou K_2O nas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem dos DLS gerado na granja ($kg.ano^{-1}$)

ON = oferta média anual de nutrientes via fertilizantes minerais ou outros adubos orgânicos não oriundos da suinocultura que são utilizados na adubação das mesmas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem do DLS ($kg.ano^{-1}$)

Para a determinação da demanda média anual de nutrientes nas áreas agrícolas da propriedade rural ou do empreendimento em análise é necessário considerar que os sistemas de culturas empregados nestas áreas normalmente apresentam variação ao longo dos anos. Assim, o ideal é que se realize um planejamento de longo prazo (>4 anos) do sistema de culturas a ser empregado nestas áreas a fim de se determinar a demanda média anual de nutrientes destas áreas (Santa Catarina, 2022). Outro fator importante é determinar qual dos nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) será utilizado como limitante no balanço de nutrientes. Normalmente, utiliza-se como nutriente limitante o P ou o N, visto que o K apresenta pouca relevância do ponto de vista ambiental para a maioria dos resíduos. A exceção é a vinhaça da cana-de-açúcar devido à elevada concentração de K em relação aos demais nutrientes neste resíduo (Soares; Casagrande; Nicoloso, 2014). Para resíduos de origem animal, recomenda-se utilizar o P como nutriente limitante, pois a sua oferta neste tipo de resíduo atende à demanda por este nutriente para a maioria das culturas, sem promover aporte excessivo de N ou K ao solo. A exceção é quando se emprega sistema de tratamento de DLS que permite a remoção de N ou P do efluente tratado, como aqueles que promovem a remoção de N por nitrificação/desnitrificação e a remoção de P por precipitação química de fosfato de cálcio. Neste caso, o nutriente limitante pode ser o N ou aquele que atende à demanda das culturas agrícolas sem promover aporte excessivo dos demais (Nicoloso; Oliveira, 2016; Santa Catarina, 2022).

Limites ambientais para aplicação do DLS

A aplicação excessiva de fertilizantes, independentemente se de origem mineral ou orgânica, pode causar impactos ambientais significativos, especialmente devido ao aumento das perdas de nutrientes do solo e sua transferência para o ambiente (Aita *et al.*, 2014; Escosteguy *et al.*, 2016; Soares; Casagrande; Nicoloso, 2014). Neste sentido, inúmeras iniciativas de pesquisa vêm procurando estabelecer indicadores e limites críticos ambientais (LCAs) de disponibilidade de nutrientes no solo a fim de minorar os riscos de poluição ambiental. Os LCAs podem ser considerados valores indicadores de qualidade do solo que impõem limites à aplicação de fertilizantes ao solo. Desta maneira, os LCAs podem ser utilizados pelos órgãos reguladores e fiscalizadores a fim de estabelecerem doses máximas aceitáveis ou mesmo restringir a aplicação de qualquer fonte de nutrientes ao solo, incluindo o DLS e demais resíduos da produção agropecuária ou mesmo de fertilizantes minerais. Ressalta-se, no entanto, que os LCAs não podem ser confundidos com as classes de disponibilidade de nutrientes do solo determinadas para fins de adubação (Gatiboni *et al.*, 2016), visto que nem sempre teores de nutrientes no solo classificados como “muito altos” do ponto de vista agrônomo (Figura 1) indicam um potencial efeito deletério ao ambiente (Escosteguy *et al.*, 2016).

Apesar do N ser um dos nutrientes mais estudados devido ao seu elevado potencial de impacto ambiental derivado das rápidas transformações e perdas no solo, não existe atualmente no Brasil indicadores de LCA que relacionem as concentrações deste nutriente no solo com risco de poluição do ambiente. É importante considerar que mais de 90% do N do solo estão associados a MOS e, portanto, os teores de N total não se constituem em bons indicadores de risco ambiental. As iniciativas de estabelecimento de LCA para o N são, portanto, baseadas nas formas reativas mais abundantes deste nutriente, como o N na forma de nitrato. No Canadá (Estado de Manitoba), o “The Water Protection Act (2008)” estabelece que a adubação nitrogenada deva ser planejada de modo que a quantidade residual de N na forma de NO_3 (Nitrato) na camada

0-60 cm do solo, ao final do ciclo das culturas, não seja maior do que 33 a 157 kg.N-NO₃.ha⁻¹, de acordo com classes de uso do solo. Na Europa, a “Nitrates Directive 91/676/EEC” não estabelece limites de NO₃ no solo, mas proíbe a aplicação de dejetos ou esterco durante o inverno e limita as doses destes resíduos em até 170 a 250 kg.N.ha⁻¹, de acordo com o país, nas zonas identificadas como vulneráveis à contaminação do lençol freático por este nutriente na forma de NO₃. O objetivo desta legislação é garantir que o teor de NO₃ nas águas subterrâneas e superficiais destas regiões não atinja o limite crítico de 50 mg.L⁻¹ (Van Grinsven *et al.*, 2012). No Brasil, a Resolução Conama nº 420/2009, com base em Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde, estabelece em 10 mg.L⁻¹ o teor limite de NO₃ em águas subterrâneas (Brasil, 2009). Ressalta-se que este valor não deve ser confundido como um limite para a concentração de NO₃ na solução do solo.

Quanto ao P, Gatiboni *et al.* (2015; 2020) estabeleceram os limites críticos ambientais (LCA-P) em solos que recebem aplicações frequentes de resíduos orgânicos para Santa Catarina e Rio Grande do Sul (para mais detalhes, ver Capítulo 4 deste volume). O método desenvolvido permite calcular o teor máximo de P disponível que pode existir no solo sem que haja grandes riscos de sua transferência para o ambiente, considerando para isso o teor de argila do solo. Segundo este método, o LCA-P foi ajustado em 40 e 20 mg.dm⁻³ de P para cada 1% de argila na camada 0-10 cm de solos de SC e RS, respectivamente (Gatiboni *et al.*, 2015, 2020). Assim, solos arenosos são mais sensíveis, ao passo que os solos mais argilosos podem suportar quantidades maiores de P sem disponibilizar esse nutriente em grandes quantidades para o ambiente.

Segundo o modelo proposto por Gatiboni *et al.* (2015; 2020), quando os teores de P no solo estão abaixo do LCA-P, o solo é considerado um reservatório seguro deste nutriente, mesmo que estes teores sejam enquadrados como “muito altos” em relação à disponibilidade de P para as culturas agrícolas (Santa Catarina, 2022). No entanto, quando os teores de P no solo superam este valor limite, o solo pode se tornar uma fonte de P para o ambiente que, quando perdido das áreas agrícolas por escoamento superficial, promove a eutrofização dos reservatórios

superficiais de água. Essa metodologia é atualmente utilizada pelo Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Santa Catarina, 2022) para a classificação de risco ambiental dos solos com aplicação de dejetos de suínos. Segundo esta normativa, solos que apresentam teores de P disponível iguais ou abaixo ao LCA-P podem receber adubação fosfatada de origem orgânica ou mineral segundo recomendação agrônômica, sem restrições. As áreas agrícolas que apresentam teores de P disponível até 20% acima do LCA-P podem receber adubação fosfatada de no máximo 50% da dose de manutenção das culturas agrícolas, sendo também necessária a adoção de medidas mitigatórias que reduzam o risco de perdas de P do solo para o ambiente por escoamento superficial. Já o uso de adubos fosfatados, independentemente de sua origem, é vedado naquelas áreas com teores de P disponível mais de 20% acima do LCA-P, sendo também obrigatória a adoção de medidas mitigatórias para contenção das perdas de P do solo. Neste sentido, o LCA-P pode impor limites à disposição de DLS no solo e, conseqüentemente, afetar o dimensionamento do rebanho de suínos alojáveis em uma propriedade rural cujas áreas agrícolas apresentam teores de P no solo acima do tolerado (Santa Catarina, 2022).

Apesar de, na grande maioria das situações, o K não ser considerado um nutriente com alto potencial de impacto ambiental, a aplicação de doses elevadas de vinhaça de cana-de-açúcar ou outros efluentes, contendo elevadas concentrações de K, pode promover o acúmulo excessivo de K, afetando a qualidade do solo e das águas. Em áreas de reciclagem da vinhaça como fertilizante, o acúmulo excessivo de K no solo pode prejudicar a absorção de Ca, promovendo deficiência deste nutriente na planta (Vitti; Mazza, 2002) e, em situações extremas, a salinização do solo pelo concomitante aporte de Na e Cl por este efluente (Soares; Casagrande; Nicoloso, 2014). O aumento dos teores de K no solo também ocasiona maior mobilidade deste nutriente no perfil do solo e maior risco de contaminação do lençol freático. O consumo de água com teores elevados de K pode promover doenças metabólicas em indivíduos portadores de disfunção renal (Rocha, 2009). A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) estabeleceu limites

para a aplicação de vinhaça com base na saturação de K na CTC (capacidade de troca de cátions) do solo e na capacidade de extração e exportação deste nutriente pelas culturas agrícolas (CETESB, 2006). De acordo com a "Norma Técnica P4.231 – Vinhaça: critérios e procedimentos para a aplicação no solo agrícola". no máximo 5% da CTC pode estar ocupada por K, considerando-se a camada de 0 cm - 80 cm de profundidade do solo.

Para outros elementos, especialmente os micronutrientes e metais pesados, ainda existem poucos trabalhos regionalizados no Brasil no sentido do estabelecimento de LCAs (ver Capítulo 4 deste volume). No entanto, a Resolução Conama nº 420/2009 estabelece valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de alguns elementos traço (Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn e V) para todo o território brasileiro (Brasil, 2009). Apesar disto, ressalta-se a necessidade de que estes valores sejam validados regionalmente, tanto para a definição de valores de referência de qualidade (VRQ), indicando a abundância natural de um determinado elemento no solo sem influência antrópica, quanto para o estabelecimento dos LCAs. Em levantamento realizado para definição dos VRQs em solos do Estado do RS, verificou-se que na região do Planalto os VRQs para Co, Cu, Cr e Ni eram superiores aos valores de referência de prevenção (VRP) e investigação (VRI) indicados na resolução do Conama (FEPAM, 2014). Estes dados reforçam a necessidade do desenvolvimento de LCAs regionalizados, especialmente para os micronutrientes ou elementos traço, que apresentam alta variabilidade de acordo com o tipo de material que deu origem ao solo.

O estabelecimento de indicadores ambientais de qualidade do solo, tais como o LCA-P e outros, tem por objetivo estabelecer limites e orientar o uso racional dos fertilizantes de maneira tecnicamente correta e ambientalmente segura. O descarte indiscriminado do DLS ou qualquer outro resíduo agropecuário ou agroindustrial em "áreas de sacrifício", embora aceito no passado (Decreto-Lei nº 303/1967; Brasil, 1967), é hoje prática inadmissível devido aos impactos ambientais imediatos e cumulativos que decorrem desta prática. A modernização das legislações ambientais no Brasil e em outros países tem avançado neste senti-

do, exigindo o licenciamento ambiental das áreas de aplicação de resíduos agroindustriais de acordo com o porte do empreendimento (CETESB, 2006; Santa Catarina, 2014). O processo de licenciamento ambiental inclui a elaboração de estudo e relatório de impacto ambiental, planejamento para a reciclagem do resíduo nas áreas agrícolas disponíveis e o monitoramento da qualidade do solo baseado nos LCAs e padrões de qualidade específicos para cada tipo de atividade agroindustrial.

Balanço de nutrientes em uma microbacia: caso de Itapiranga-SC

O impacto da metodologia de balanço de nutrientes no dimensionamento de rebanho de suínos pode ser avaliado pela análise da capacidade de alojamento de animais em granjas de suínos instaladas em 10 propriedades rurais de uma microbacia de Itapiranga, no extremo oeste do Estado de Santa Catarina (Tabela 5). Estas propriedades participaram do projeto “Arranjo Técnico e Comercial para Geração de Energia Elétrica conectada à Rede a partir do Biogás oriundo de dejetos de suínos no município de Itapiranga em Santa Catarina”, financiado através da chamada pública ANEEL nº 014/2012. As granjas instaladas nestas propriedades eram de pequeno a médio porte, com alojamento máximo de até 1.000 suínos em terminação, 1.500 leitões em creche, 400 matrizes em UPL e 150 matrizes em ciclo completo. Conforme parâmetros da IN11/2009 (IMA-SC), a produção anual de DLS variava entre 599 a 4.251 m³ano⁻¹, totalizando 19.642 m³ano⁻¹ no conjunto das 10 granjas de suínos instaladas nesta microbacia.

A área agrícola disponível para reciclagem do DLS como fertilizante variava de 2,0 a 11,4 ha por propriedade, totalizando 71,5 ha. A densidade de animais, conforme a categoria de referência de cada tipo de granja, variava entre 13,4 a 76,9 matrizes por hectare de área agrícola disponível para as propriedades do tipo UPL, 28,0 a 375,0 suínos por hectare para as propriedades do tipo terminação, 13,2 matrizes por hectare para ciclo completo e 208,3 leitões por hectare para creche. Estes valores de densidade de animais estavam bem acima da densi-

Tabela 5. Análise da demanda de área agrícola para reciclagem do DLS em função de um limite de aplicação de 50 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ (IN11/2009 IMA-SC) e por balanço de fósforo (P₂O₅) em 10 propriedades rurais com produção de suínos em confinamento em microbacia do município de Itapiranga-SC.

Tipo	Granjas instaladas				IN11/2009 IMA-SC						Balanço de nutrientes							
	Aloj. ⁵	Cat.	Area ⁶	Dens. ⁷	DLS ⁸	DAA ⁹	DM ¹⁰	Exc. ¹¹	Oferta de DLS e P ₂ O ₅			Demanda P ₂ O ₅ = 230 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹			Demanda P ₂ O ₅ = 460 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹			
									DLS ¹²	kg P ₂ O ₅ ano ⁻¹	kg P ₂ O ₅ ano ⁻¹	ha	n ha ⁻¹	%	kg P ₂ O ₅ ano ⁻¹	ha	n ha ⁻¹	%
UPL ¹	280	matrizes	7,2	38,9	2.314	46,3	6,1	84,4	1.595	3.360	1.656	14,6	19,2	50,7	3.312	7,3	38,3	1,4
UPL ¹	400	matrizes	5,2	76,9	3.305	66,1	6,1	92,1	2.278	4.800	1.196	20,9	19,2	75,1	2.392	10,4	38,3	50,2
UPL ¹	300	matrizes	8,3	36,1	2.479	49,6	6,1	83,3	1.709	3.600	1.909	15,7	19,2	47,0	3.818	7,8	38,3	-6,1
Term. ²	250	suínos	3,0	83,3	599	12,0	20,9	75,0	382	1.050	690	4,6	54,8	34,3	1.380	2,3	109,5	-31,4
Term. ²	750	suínos	2,0	375,0	1.797	35,9	20,9	94,4	1.145	3.150	460	13,7	54,8	85,4	920	6,8	109,5	70,8
Term. ²	1.000	suínos	6,7	149,3	2.396	47,9	20,9	86,0	1.526	4.200	1.541	18,3	54,8	63,3	3.082	9,1	109,5	26,6
Term. ²	260	suínos	9,3	28,0	623	12,5	20,9	25,4	397	1.092	2.139	4,7	54,8	-95,9	4.278	2,4	109,5	-291,8
UPL ¹	150	matrizes	11,2	13,4	1.239	24,8	6,1	54,8	854	1.800	2.576	7,8	19,2	-43,1	5.152	3,9	38,3	-186,2

Continua...

Tabela 5. Continuação

Granjas instaladas			IN11/2009 IMA-SC						Balanço de nutrientes									
Tipo	Aloj. ⁵	Cat.	Área ⁶	Dens. ⁷	DLS ⁸	DA ⁹	DM ¹⁰	Exc. ¹¹	Oferta de DLS e P ₂ O ₅			Demanda P ₂ O ₅ = 230 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹			Demanda P ₂ O ₅ = 460 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹			
									DLS ¹²	Of.P ¹³	Dem.P ¹⁴	DA ¹⁵	DM ¹⁰	Exc. ¹¹	Dem.P ¹⁶	DA ¹⁵	DM ¹⁰	Exc. ¹¹
CC ³	150	matrizes	11,4	13,2	4.251	85,0	1,8	86,6	2.773	7.065	2.622	30,7	4,9	62,9	5.244	15,4	9,8	258
Creche ⁴	1.500	leitões	7,2	208,3	639	12,8	117,4	43,6	717	1.200	1.656	5,2	287,5	-38,0	3.312	2,6	575,0	-176,0
Totais	-	-	71,5	-	19.642	392,8	-	81,8	13.375	31.317	16.445	136,2	-	47,5	32.890	68,1	-	-5,0

¹Unidade de produção de leitões; inclui 27,92 leitões em creche (35 dias) por matriz alojada por ano. ²Unidade de terminação de suínos com 3,26 lotes por ano (105 dias). ³Unidade de produção de suínos em ciclo completo, inclui 27,92 leitões em creche (35 dias) e 27,31 suínos terminados (105 dias) por matriz alojada por ano. ⁴Creche de leitões com 8,69 lotes por ano (35 dias). ⁵Número de animais alojados conforme categoria (Cat.) de referência por tipo de granja. ⁶Área agrícola disponível na propriedade rural. ⁷Densidade de animais conforme categoria de referência por tipo de granja em função da área agrícola disponível na propriedade rural. ⁸Produção anual de DLS, conforme parâmetros do IMA, Santa Catarina (2009); 7L/dia para suínos em terminação; 1,4 L/dia para leitões em creche; 27 L/dia para matrizes com leitões na maternidade e 16,2 L/dia para matrizes em gestação. ⁹Demanda de área agrícola conforme limite de aplicação de 50 m³ ha⁻¹.ano⁻¹. ¹⁰Densidade máxima de animais alojáveis conforme categoria de referência por tipo de granja em função da DAA. ¹¹Excedente de DLS calculado em função da DAA e área agrícola disponível na propriedade rural. ¹²Produção anual de DLS, conforme parâmetros da Tabela 1 (Miele, 2019; Oliveira et al., 2017, 2020; Tavares, 2016). ¹³Oferta anual de P₂O₅ via DLS, conforme parâmetros da Tabela 1 (Miele, 2019; Oliveira et al., 2017, 2020; Tavares, 2016). ¹⁴Demanda anual de P₂O₅ na área agrícola disponível na propriedade rural para um sistema de culturas de milho (10 t.grãos.ha⁻¹) e pastagem anual de gramíneas de inverno (8 t.matéria seca.ha⁻¹) com demanda média anual de P₂O₅ de 230 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Manual..., 2016). ¹⁵Demanda anual de P₂O₅ na área agrícola disponível na propriedade rural para um sistema de culturas com milho para silagem (24 t.matéria seca ha⁻¹), milho para grãos (10 t.grãos.ha⁻¹) e pastagem anual de gramíneas de inverno (8 t.matéria seca ha⁻¹) com demanda média anual de P₂O₅ de 460 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Manual..., 2016).

dade máxima derivada do limite de aplicação de $50 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, conforme a IN11/2009 (IMA-SC), que era 6,1 e 1,8 matrizes por hectare para granjas do tipo UPL e ciclo completo, 117,4 leitões por hectare para creche e 20,9 suínos por hectare para unidades de terminação. A demanda de área agrícola, também conforme a IN11/2009 (IMA-SC), para reciclagem dos $19.642 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ano}^{-1}$ gerados na microbacia era de 392,8 ha, ou 5,5 vezes maior do que a área agrícola efetivamente utilizada para reciclagem do DLS como adubo orgânico. Desta maneira, o excedente de DLS nas propriedades variava de 25,4 até 94,4%, o que em valores médios representava 81,8% do DLS gerado na microbacia. Ainda conforme a IN11/2009 (IMA-SC) que vigorou até 2014 em SC, a adequação ambiental desta microbacia requereria a destinação do excedente DLS para outros 321,3 ha de áreas agrícolas até que fosse satisfeita a demanda de 392,8 ha para reciclagem do DLS dentro do limite de $50 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Na inviabilidade de se aumentar a área de disposição do DLS, seria necessária a instalação de um sistema de tratamento para $16.067 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ano}^{-1}$ que permitisse a exportação do adubo orgânico para outras regiões.

Considerando os valores de produção de DLS e excreção de P_2O_5 por animal alojado (Tabela 1), conforme medido em granjas comerciais de SC (Miele, 2019; Oliveira *et al.*, 2017, 2020, 2020; Tavares, 2016), foi possível estimar com maior precisão a oferta de DLS e de P_2O_5 nas propriedades rurais da microbacia em análise. Verificou-se uma redução de 32% na estimativa de produção de DLS na microbacia, para $13.375 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$. A redução na produção de DLS foi atribuída à melhoria dos sistemas de produção de suínos, com a implementação de tecnologias mais eficientes de gestão de água na granja (Vilas-Boas *et al.*, 2016). A oferta de P_2O_5 variou de 1.196 até $2.576 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para as granjas do tipo UPL, 460 até $2.139 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para as unidades de terminação de suínos, $7.065 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para a granja de ciclo completo e $1.200 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para a creche. No total das 10 granjas, a oferta anual de P_2O_5 foi estimada em $31.317 \text{ kg}.\text{ano}^{-1}$.

Em entrevista com os produtores rurais, verificou-se que o principal sistema de culturas empregado nas áreas agrícolas destas propriedades era a produção de milho no verão, com produtividade média de 10 t.grãos.ha⁻¹, e de pastagem de gramíneas anuais de inverno, com estimativa de produção de 8 t.matéria seca.ha⁻¹. A demanda de P₂O₅, conforme recomendações de adubação de manutenção para este sistema de culturas é de 230 kg.P₂O₅ ha⁻¹.ano⁻¹ (Manual..., 2016), o que corresponde a uma demanda total de 16.445 kg.P₂O₅.ano⁻¹ para os 71,5 ha disponíveis deste sistema de culturas no conjunto das 10 propriedades da microbacia. Considerando esta demanda de P₂O₅ por hectare, seriam necessários 136,2 ha deste sistema de culturas para absorver a oferta de P₂O₅ via DLS gerado na microbacia, o que indica um excedente de DLS equivalente a 47,5% da produção anual de DLS. No entanto, verificou-se que três propriedades passaram a ter demanda de P₂O₅ nas áreas agrícolas maior do que a oferta deste nutriente via DLS gerado nas granjas instaladas nestas propriedades. Desta maneira, estas propriedades poderiam receber parte do DLS gerado nas demais propriedades em um programa integrado de gestão ambiental desta microbacia.

As áreas agrícolas disponíveis nas 10 propriedades rurais participantes deste estudo também foram amostradas para análise da fertilidade do solo para fins de recomendação de adubação (dados não apresentados). Verificou-se que 9,6% dos 71,5 ha apresentavam teores de P disponível (Mehlich-1) na camada 0-10 cm do solo classificados como baixos ou médios, segundo Manual... (2016). Outros 23,1% desta área foram classificados com teores altos de disponibilidade de P, enquanto que 67,3% da área já apresentava teores de P considerados muito altos (Manual..., 2016). Estes dados refletem o histórico de uso intensivo de DLS nestas áreas, com aporte de P₂O₅ ao solo acima da demanda das culturas agrícolas.

A adequação ambiental desta microbacia requereria, portanto, a destinação deste excedente de DLS para outros 64,7 ha de área agrícola, até ser satisfeita a demanda de 136,2 ha para reciclagem do DLS em função do balanço de nutrientes nas 10 propriedades avaliadas nesta microbacia. Uma alternativa seria a intensificação do sistema de cul-

turas a fim de se aumentar a demanda de P_2O_5 por hectare, reduzindo então a demanda de área agrícola para reciclagem do DLS. Finalmente, também seria possível a instalação de um sistema de tratamento para $6.353 \text{ m}^3 \cdot \text{DLS} \cdot \text{ano}^{-1}$ que permitisse a exportação do adubo orgânico para outras regiões.

Referências

AITA, C. *et al.* Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. *In*: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (org.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 199–234.

ANGNES, G. *et al.* Correlating denitrifying catabolic genes with N_2O and N_2 emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 368–375, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.112>

BRASIL. Decreto-Lei nº 303, de 28 de Fevereiro de 1967. Cria o Conselho Nacional de Controle da Poluição Ambiental e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Seção 1, p. 2480, 28 fev. 1967.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 249, 30 dez. 2009.

CETESB. **Vinhaça**: Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2006, p. 1-12. (P4.231).

DALLA COSTA, M.; NICOLOSO, R. da S.; FEDDERN, V. Eficiência da peneira de escova rotativa para remoção de sólidos e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos. *In*: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 4., 2015, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Brasília: Embrapa, 2015.

ESCOSTEGUY, P. A. V. *et al.* Calagem e adubação e a qualidade ambiental. In: MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. p 331-351.

FEPAM. Portaria FEPAM nº 85 de 5 de setembro de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para nove elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas /geológicas do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 11 set 2014.

GATIBONI, L. C. *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, e0200018, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200018>

GATIBONI, L. C. *et al.* Limites críticos ambientais de fósforo no solo para avaliar seu risco de transferência para águas superficiais no estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015. Doi: 10.1590/01000683rbcs20140461.

GRAVE, R. A. *et al.* Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 184–192, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.010>

GRAVE, R. A. *et al.* Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N₂O emission. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011>

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MIELE, M. **Custos de produção de suínos em 2018 nos países da rede InterPIG**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 18 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 565).

MOREIRA, A.; MOTTA, A. C. V.; COSTA, A.; MUNIZ, A. S.; CASSOL, L. C.; ZANÃO JÚNIOR, L. A.; BATISTA, M. A.; MÜLLER, M. M. L.; HAGER, N.; PAULETTI, V. (ed.). **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS, Núcleo Estadual do Paraná, 2017. 482 p. il. color.

NICOLOSO, R. da S. *et al.* **Tecnologias para destinação de animais mortos na granja**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017. 34 p. 1 cartilha. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/156996/1/final8459.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2024.

NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Cubo, 2016. p. 97-104.

OLIVEIRA, P. A. V. de *et al.* Modélisation du volume de lisier produit par les truies en maternité et en gestation au Brésil In: JOURNÉES DE LA RECHERCHE PORCINE, 52., 2020, Paris. **Résumés et textes**. IFIP; INRAE, 2020. p. 325-329..

OLIVEIRA, P. A. V. de *et al.* Modélisation du volume et de la composition du lisier des porcelets en post-sevrage au Brésil. In: 49 ÈMES JOURNÉES DE LA RECHERCHE PORCINE, 49., 2017, Paris. **Résumés et textes**. Association Française de Zootechnie: INRA: IFIP, 2017. p. 251-256.

PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. (ed.) **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. 2 ed. Curitiba: NEPAR-SBCS, 2019. 289 p.

PETERSEN, S. O.; LIND, A. M.; SOMMER, S. G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **Journal of Agricultural Science**, [s. l.], v. 130, n. 1, p. 69–79, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S002185969700508X>

RIBEIRO, A. C.; GUIMARAES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**: 5. Aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

ROCHA, P. N. Hipercalemia. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, v. 31, n. 1, p. 5-5, 2009. Disponível em: https://bjnephrology.org/wp-content/uploads/2019/08/jbn_v31n2a2.pdf. Acesso em: 18 jan. 2024.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11:** suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

SOARES, J. C.; CASAGRANDE, M. R.; NICOLOSO, R. S. Uso da vinhaça da cana-de-açúcar como fertilizante: eficiência agrônômica e impactos ambientais. In: PALHARES, J.C.P.; GEBLER, L. (org.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 2. p. 145–198.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado:** correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. 416 p. il.

TAVARES, J. M. R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura**. 229 f. 2016. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis.

TRAN, M. T. *et al.* Nitrogen turnover and loss during storage of slurry and composting of solid manure under typical Vietnamese farming conditions. **Journal of Agricultural Science**, v. 149, n. 3, p. 285–296, 2011. <https://doi.org/10.1017/S0021859610000699>

VAN GRINSVEN, H. J. M. *et al.* Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the Nitrates Directive: a benchmark study. **Biogeosciences**, v. 9, n. 12, p. 5143–5160, 2012. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5143-2012>

VAN RAIJ, B. *et al.* (ed). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2.ed.rev.atual. Campinas: IAC, 1997. 285 p. (IAC. Boletim Técnico, 100).

VILAS-BOAS, J. *et al.* **Gestão da Água na Suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. 32 p. 1 cartilha. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/160645/1/Gestao-Agua.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2024.

VITTI, G. C., MAZZA, J. A. **Planejamento, estratégias de manejo e nutrição da cultura de cana-de-açúcar**. Piracicaba: POTAFOS, 2002. 16 p. (Encarte técnico/ Informações Agronômicas, 97).

VIVAN, M. *et al.* Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320–325, 2010. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662010000300013>