



Critérios técnicos mínimos para o licenciamento ambiental de granjas de suínos



***Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Suínos e Aves
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento***

DOCUMENTOS 239

Critérios técnicos mínimos para o licenciamento ambiental de granjas de suínos

*Rodrigo da Silveira Nicoloso
Paulo Armando Victória de Oliveira
Airton Kunz
Everton Luis Krabbe
Evandro Carlos Barros*

Autores

***Embrapa Suínos e Aves
Concórdia, SC
2023***

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Suínos e Aves
Rodovia BR 153 - KM 110
Caixa Postal 321
89.715-899, Concórdia, SC
Fone: (49) 3441 0400
Fax: (49) 3441 0497
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações
da Embrapa Suínos e Aves

Presidente
Franco Muller Martins

Secretária-Executiva
Tânia Maria Biavatti Celant

Membros
Clarissa Silveira Luiz Vaz
Cláudia Antunes Arrieche
Gerson Neudi Scheuermann
Jane de Oliveira Peixoto
Rodrigo da Silveira Nicoloso
Sara Pimentel

Suplentes
Estela de Oliveira Nunes
Fernando de Castro Tavernari

Supervisão editorial
Tânia Maria Biavatti Celant

Revisão técnica
Cícero Juliano Monticelli
Martha Mayumi Higarashi

Revisão de texto
Jean Carlos Porto Vilas Boas Souza

Normalização bibliográfica
Claudia Antunes Arrieche

Projeto gráfico da coleção
Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Editoração eletrônica
Vivian Fracasso

Fotos da capa
Luiza Letícia Biesus

1ª edição
Versão eletrônica (2023)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Suínos e Aves

Critérios técnicos mínimos para o licenciamento ambiental de granjas de suínos / Rodrigo da Silveira Nicoloso. – Concórdia : Embrapa Suínos e Aves, 2023.

56 p.; 21 cm. (Documentos / Embrapa Suínos e Aves, ISSN 01016245; 239).

1. Produção animal - Suínos. 2. Resíduos. 3. Dejetos. 4. Carcaça. 5. Animais mortos. 6. Gestão ambiental. 7. Sustentabilidade. I. Título. II. Série. III. Nicoloso, Rodrigo da Silveira. IV. Oliveira, Paulo Armando Victória de. V. Kunz, Ailton. VI. Krabbe, Everton Luis. VII. Barros, Evandro Carlos.

CDD. 636.4

Autor

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Engenheiro agrônomo, doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Paulo Armando Victória de Oliveira

Engenheiro agrícola, doutor em Construções Rurais e Ambiente, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Airton Kunz

Químico industrial, doutor em Química, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Everton Luis Krabbe

Engenheiro Agrônomo, doutor em Zootecnia, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Evandro Carlos Barros

Engenheiro agrônomo, mestre em Fisiologia Vegetal, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Apresentação

A Embrapa, há mais de duas décadas, vem desenvolvendo tecnologias que contribuem para mitigação dos impactos da produção de suínos no meio ambiente. Este trabalho inclui a validação de índices zootécnicos, critérios e indicadores ambientais para orientar, de forma integrada o planejamento da produção e o manejo de resíduos em diferentes regiões do Brasil. Neste contexto, a equipe de Embrapa também desenvolveu um modelo de gestão que permite selecionar tecnologias eficientes e sustentáveis para o manejo de resíduos ajustadas à realidade das propriedades produtores de suínos.

Desde 2014, o trabalho desenvolvido pela Embrapa vem sendo utilizado como referencial técnico para a atualização de políticas públicas que regulam o manejo ambiental da suinocultura, com a atualização da IN11/IMA em Santa Catarina. Até 2020, mais de 8.400 granjas de suínos daquele Estado obtiveram licença de operação através do modelo de gestão ambiental e políticas públicas apoiadas pela Embrapa.

Em 2020 o modelo foi operacionalizado com o lançamento do SGAS (Sistema de Gestão Ambiental as Suinocultura). O SGAS tem auxiliado produtores e técnicos na seleção de tecnologias para a gestão ambiental e vem também sendo adotado como ferramenta de suporte para os projetos de licenciamento de granjas de suínos, tornando este processo mais ágil e eficiente. Desde o seu lançamento, mais de 3.800 granjas tiveram seus projetos ambientais elaborados através do SGAS. O presente documento reúne critérios, recomendações para o dimensionamento dos rebanhos, tecnologias para o manejo dos dejetos e para a destinação de animais mortos não abatidos em granjas produtoras de suínos. Estas informações são subsídios fundamentais para a tomada de decisão de

produtores, técnicos, e formuladores de políticas visando garantir a sustentabilidade e a competitividade dos sistemas de produção. O objetivo deste documento é difundir as tecnologias e o modelo de gestão ambiental desenvolvido pela Embrapa para as principais regiões produtoras de suínos no Brasil.

Os resultados do presente trabalho estão alinhados ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 12 - Consumo e Produção Responsáveis, e contribuem para o atingimento da meta 12.5, até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso.

Franco Muller Martins

Chefe-Adjunto de Transferência de Tecnologia

Sumário

Introdução.....	9
Localização das instalações.....	10
Produção e caracterização dos resíduos	11
Estimativa do consumo de água e produção de dejetos.....	11
Caracterização dos dejetos.....	13
Mortalidade de animais e resíduos de parição.....	15
Abastecimento de água.....	16
Destinação de animais mortos não abatidos.....	16
Manejo dos dejetos	18
Esterqueiras e lagoas de armazenamento.....	18
Dimensionamento de esterqueiras circulares (cilíndricas).....	21
Dimensionamento de esterqueiras retangulares.....	22
Dimensionamento de esterqueiras do tipo lagoa (trapezoidais).....	23
Dimensionamento de esterqueiras do tipo cônica de base plana.....	25
Dimensionamento de esterqueiras do tipo cilíndrica de fundo cônico e base plana.....	26

Dimensionamento de biodigestores	28
Tratamento dos dejetos por compostagem	30
Sistema de produção em cama sobreposta.....	31
Reciclagem dos dejetos de suínos como fertilizantes.....	32
Recomendação de adubação com adubos orgânicos	32
Dimensionamento dos rebanhos.....	37
Monitoramento da qualidade do solo e limites ambientais de nutrientes.....	40
Medidas mitigatórias para áreas agrícolas com teores de fósforo acima dos limites críticos ambientais.....	46
Software de gestão ambiental da suinocultura - SGAS	48
Referências	50
Anexo I	54

Introdução

A produção de suínos em confinamento gera uma grande quantidade de resíduos, notadamente os dejetos de suínos e as carcaças de animais mortos, que devem ser geridos adequadamente de modo a mitigar seus potenciais impactos no ambiente. A Embrapa, em parceria com o setor produtivo e instituições de pesquisa de todo o Brasil, vem trabalhando para gerar tecnologias para o manejo destes resíduos da produção animal e subsidiar as normativas ambientais que regulamentam a suinocultura nos diferentes estados brasileiros.

Neste escopo, a Embrapa desenvolveu um modelo de gestão ambiental para a suinocultura baseado em índices zootécnicos validados junto ao setor produtivo e indicadores ambientais calibrados para as principais regiões de produção de suínos do Brasil. Este modelo condensa os critérios técnicos mínimos para licenciamento ambiental das granjas de suínos, auxiliando no dimensionamento e implementação das tecnologias de gestão de resíduos e no monitoramento ambiental das áreas de disposição destes resíduos.

Com base neste modelo de gestão ambiental, a Embrapa coordenou os estudos que subsidiaram a atualização da IN 11/2014 e, posteriormente, as IN 11/2021 e IN 11/2022, do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA/SC), e da resolução Consema/SC 143/2019, do Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. Estas normativas regulamentam o licenciamento ambiental da suinocultura pelo Estado e municípios de Santa Catarina, respectivamente. A atualização destas normativas foram acompanhadas do desenvolvimento do Software de Gestão Ambiental da Suinocultura (SGAS) da Embrapa. O SGAS é um pacote de aplicativos web que tem por objetivo apoiar produtores e técnicos na elaboração de projetos técnicos para gestão ambiental das granjas de suínos.

Santa Catarina, através do IMA, foi o primeiro Estado brasileiro a adotar o SGAS como ferramenta de uso obrigatório para elaboração dos projetos ambientais para licenciamento das granjas de suínos. O SGAS foi parametrizado com os critérios técnicos do modelo de gestão ambiental para a suinocultura que, por sua vez, foram incorporados pelas normativas ambientais vigentes no Estado de Santa Catarina. Graças à atualização das normativas ambien-

tais e à adoção do SGAS como ferramenta de apoio aos projetos técnicos ambientais, o IMA aprimorou o processo de licenciamento da suinocultura para um modelo de licenciamento por compromisso, mediante anotação de responsabilidade técnica, no qual as licenças ambientais são emitidas automaticamente. Estes avanços reduziram significativamente o custo e o tempo de emissão das licenças ambientais, também liberando mão-de-obra dos órgãos ambientais para verificação dos projetos a campo.

Considerando que a produção de suínos no Brasil deve ser respaldada por uma legislação ambiental moderna e uniforme entre os diferentes Estados brasileiros, o objetivo deste documento é detalhar os critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental da suinocultura nas principais regiões produtoras de suínos do Brasil. Espera-se que com a modernização e uniformização destas normativas, a suinocultura brasileira possa ser praticada sob os melhores critérios de sustentabilidade ambiental, mas também com redução de custo e aumento de competitividade.

Localização das instalações

As instalações de produção de suínos, seus sistemas de manejo ou tratamento de dejetos e animais mortos e as áreas de disposição final dos dejetos deverão estar localizadas com distanciamento mínimo de áreas urbanas ou núcleos populacionais, rodovias ou estradas, divisas de áreas de terceiros, residências, corpos hídricos superficiais e lençol freático, conforme definido nas legislações estaduais. A Tabela 1 sumariza as distâncias mínimas definidas para licenciamento das granjas de suínos pelos órgãos ambientais do RS, SC e PR.

Tabela 1. Distanciamento mínimo em metros (m) das instalações de produção de suínos, seus sistemas de manejo ou tratamento de dejetos e animais mortos não abatidos e as áreas de disposição final dos dejetos, conforme exigido pelos órgãos ambientais do RS, SC e PR.

	RS ¹	SC ⁵	PR ⁷
Núcleos populacionais	300	N/D	N/D
Áreas de terceiros	50-400 ²	20	50 ⁸
Habitacões	50-400 ²	20	50
Rodovias federais (além da faixa de domínio)	50-100 ³	15	55 ⁹
Rodovias estaduais (além da faixa de domínio)	50-100 ³	15	15 ⁹
Rodovias municipais (além da faixa de domínio)	50-100 ³	10-15 ⁶	12 ⁹
Corpos hídricos	25-250 ⁴	30	N/D ¹⁰
Lençol freático	1,5	N/D	N/D

N/D; não definida; ¹Diretriz Suinocultura FEPAM, 2021; ²Depende do porte do empreendimento e sistema de aplicação dos dejetos no solo; ³Depende do sistema de aplicação dos dejetos no solo; ⁴Depende do porte do empreendimento; ⁵IN11/2021 IMA/SC e Decretos 24.980/195 e 4.085/2002, SC. ⁶A distância maior é considerada para estradas sem faixa de domínio definida; ⁷Resolução SEDEST 15/2020; ⁸Pode ser menor se houver anuência do proprietário; ⁹50m para áreas de disposição final dos dejetos; ¹⁰Determina que deve haver uma distância mínima não especificada de modo a não se afetar áreas de preservação permanente.

Produção e caracterização dos resíduos

Estimativa do consumo de água e produção de dejetos

A estimativa de consumo de água nas granjas de suínos é informação relevante para o dimensionamento dos sistemas de captação e armazenamento de água que devem atender a demanda de consumo de água pelos animais, além dos demais usos, como para limpeza das instalações, controle de ambiência e manejo dos dejetos. Esta informação também é útil para os processos de outorga de água. Já a produção de dejetos nas granjas de suínos é informação útil para o dimensionamento dos sistemas de manejo e/ou tratamento destes efluentes, assim como para o planejamento de uso agrícola dos mesmos visando a sua reciclagem como fertilizante.

O consumo de água nas granjas varia consideravelmente conforme o padrão das instalações, sistema de distribuição de água, tipo de bebedouros, equipamentos e práticas de limpeza das instalações, sistema de controle da ambiência e dos sistemas e práticas de manejo dos dejetos. Portanto, optar pelo melhor padrão de instalação e pelas melhores práticas de uso de água re-

duz significativamente o consumo de água e também a produção de dejetos. Visando otimizar o uso da água, a Embrapa sugere um padrão de instalações para cada fase do sistema de produção de suínos e orientações detalhadas para a gestão da água na suinocultura (Souza et al., 2016). Adotadas estas recomendações, a Embrapa validou junto ao setor produtivo o consumo médio de água e a produção média de dejetos nos diferentes sistemas de produção de suínos no Estado de Santa Catarina (Tabela 2). Destaca-se que esses indicadores de consumo de água são válidos para granjas utilizando padrões construtivos e práticas de gestão que reduzam os desperdícios de água nas granjas. O uso de lâmina d'água e flushing, bebedouros mal regulados, aspersores e sistemas de limpeza de alta vazão podem aumentar consideravelmente o consumo de água e, conseqüentemente, a produção de efluentes nas granjas.

Tabela 2. Consumo médio de água e produção média de dejetos por Unidade Animal de Referência (UAR) em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina (L UAR⁻¹).

Sistema de produção	UAR	Consumo de água		Produção de dejetos	
		Diário	Anual	Diária	Anual
Unidade de terminação ¹	suíno	8,3	2.850	4,5	1.526
Creche ²	leitão	2,7	815	1,6	478
Unidade de produção de desmamados (UPD) ^{3,9}	matriz	19,3	7.056	11,4	4.162
Unidade de produção de leitões (UPL) ^{4,9}	matriz	26,5	9.675	15,6	5.696
Ciclo completo ^{5,9}	matriz	92,0	33.562	50,6	18.486
Wean-to-finish single stock ⁶	leitão	6,9	2.405	3,7	1.299
Wean-to-finish double stock ⁷	leitão	3,8	1.319	2,1	718
Machos ⁸	macho	10,0	3.661	6,5	2.380

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 (Tavares, 2016; Oliveira et al., 2017b); 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 (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 (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 (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 (Miele, 2019); ⁶Calculado a partir de creche e terminação considerando 2,48 lotes por ano com duração de 140 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes e mantendo a mesma lotação animais alojados em ambas as fases; ⁷Calculado a partir de creche e terminação considerando 2,48 lotes por ano com duração de 140 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes e reduzindo lotação de animais pela metade na fase de terminação; ⁸Fonte: Paulo Armando Victória de Oliveira (comunicação pessoal, 12 de Maio de 2021); *Não inclui os reprodutores machos. Caso presentes, adicione as quantidades de água consumida e de dejetos produzidos pelos machos alojados na unidade de produção.

Caracterização dos dejetos

A composição dos dejetos líquidos de suínos varia conforme o sistema de produção utilizado, nutrição dos animais, uso da água na granja e as categorias de animais alojadas. Os dejetos líquidos de suínos são compostos por fezes, urina, pelos dos animais, sobras de ração e água (desperdiçada dos bebedouros, utilizada no controle da ambiência e na limpeza das instalações), além de detritos (areia, cimento) oriundos do desgaste da estrutura das granjas.

As fezes e a urina dos suínos em confinamento, além das sobras de ração, aportam quantidades significativas de carbono, macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio) e micronutrientes (cobre, zinco, entre outros) aos dejetos. Entretanto, as eventuais entradas de água no sistema de escoamento e nas estruturas de armazenamento, principalmente quando estas não são cobertas, podem contribuir para o aumento do volume gerado de dejetos, reduzindo a concentração de nutrientes (Souza et al., 2016).

A Embrapa validou junto ao setor produtivo a quantidade média de sólidos e nutrientes excretadas pelos animais nos diferentes sistemas de produção de suínos no Estado de Santa Catarina (Tabela 3). Estes parâmetros, no entanto, são válidos para todo o Brasil porque não são afetados pelo consumo de água na granja, devendo ser utilizados para planejamento dos sistemas de manejo e tratamento dos dejetos, assim como para a estimativa da quantidade de nutrientes disponíveis para reciclagem dos dejetos como fertilizantes na agricultura.

Tabela 3. Excreção média de sólidos e nutrientes nos dejetos líquidos gerados por Unidade Animal de Referência (UAR) em sistemas especializados de produção de suínos (kg UAR⁻¹ ano⁻¹).

Sistema de produção	UAR	Produção de sólidos			Produção de nutrientes		
		Totais	Voláteis	Fixos	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Unidade de terminação ¹	suíno	88,8	66,5	22,3	8,1	4,2	4,0
Creche ²	leitão	19,5	14,9	4,7	1,6	0,8	1,1
Unidade de produção de desmamados (UPD) ^{3,9}	matriz	142,9	90,0	52,9	15,3	9,5	7,4
Unidade de produção de leitões (UPL) ^{4,9}	matriz	205,7	137,7	67,9	20,3	12,0	10,9
Ciclo completo ^{5,9}	matriz	950,0	695,3	254,7	88,1	47,1	44,8
Wean-to-finish single stock ⁶	leitão	73,3	54,9	18,3	6,6	3,4	3,4
Wean-to-finish double stock ⁷	leitão	39,4	29,6	9,8	3,5	1,8	1,9
Machos ⁸	macho	125,4	80,0	45,5	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 (Tavares, 2016; Oliveira et al., 2017b); 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 (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 (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 (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 (Miele, 2019); ⁶Calculado a partir de creche e terminação considerando 2,48 lotes por ano com duração de 140 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes e mantendo a mesma lotação animais alojados em ambas as fases; ⁷Calculado a partir de creche e terminação considerando 2,48 lotes por ano com duração de 140 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes e reduzindo lotação de animais pela metade na fase de terminação; ⁸Fonte: Paulo Armando Victória de Oliveira (comunicação pessoal, 12 de Maio de 2021); ⁹Não inclui os reprodutores machos. Caso presentes, adicione as quantidades de água consumida e de dejetos produzidos pelos machos alojados na unidade de produção.

Mortalidade de animais e resíduos de parição

A Embrapa vem trabalhando junto ao setor produtivo para desenvolver alternativas para a destinação dos animais mortos não abatidos nas granjas. Através do projeto TEC-DAM (<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/tec-dam>) foi realizado um extenso trabalho de caracterização dos resíduos gerados nos diferentes sistemas de produção (Tabela 4). Estes parâmetros são válidos para todo o Brasil, devendo ser utilizados para planejamento dos sistemas de manejo, tratamento e destinação dos animais mortos não abatidos.

Tabela 4. Estimativa da mortalidade e composição dos resíduos de animais mortos não abatidos e restos de parição por Unidade Animal de Referência (UAR) em sistemas especializados de produção de suínos (kg UAR⁻¹ ano⁻¹).

Sistema de produção	UAR	Massa	MS	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Unidade de terminação ¹	suíno	5,6	2,6	0,144	0,032	0,015
Creche ²	leitão	2,9	0,9	0,082	0,015	0,007
Unidade de produção de desmamados (UPD) ^{3,9}	matriz	39,2	13,6	1,067	0,240	0,109
Unidade de produção de leitões (UPL) ^{4,9}	matriz	30,0	10,8	0,803	0,190	0,088
Ciclo completo ^{5,9}	matriz	86,3	35,6	2,278	0,512	0,238
Wean-to-finish single stock ⁶	leitão	5,1	2,3	0,134	0,029	0,014
Wean-to-finish double stock ⁷	leitão	3,0	1,3	0,078	0,017	0,008
Machos ⁸	macho	12,5	6,4	0,281	0,079	0,044

¹Estimado para granjas do tipo terminação totalizando 3,26 lotes por ano com duração de 105 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes, mortalidade de 2,3% (Miele, 2019) e seus respectivos pesos médios e composição das carcaças (Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b); ²Estimado para granjas do tipo creche totalizando 8,69 lotes por ano com duração de 35 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes, mortalidade de 2,2% (Miele, 2019) e seus respectivos pesos médios e composição das carcaças (Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b); ³Estimado para granjas do tipo UPD com média de 2,59 partos por ano em ciclos de 141 dias, mortalidade de 7,8% para os leitões na maternidade, 5% para as matrizes (Miele, 2019) e seus respectivos pesos médios e composição das carcaças (Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b); ⁴Estimado para granjas do tipo UPL com média de 2,59 partos por ano em ciclos de 141 dias, mortalidade de 7,8% para os leitões na maternidade, 2,3% para os leitões na creche, 5% para as matrizes (Miele, 2019) e seus respectivos pesos médios e composição das carcaças (Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b); ⁵Estimado para granjas do tipo ciclo completo com média de 2,59 partos por ano em ciclos de 141 dias, mortalidade de 7,8% para os leitões na maternidade, 2,3% para os leitões na creche, 2,2% para os suínos em terminação, 5% para as matrizes (Miele, 2019) e seus respectivos pesos médios e composição das carcaças (Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b); ⁶Estimado a partir de creche e terminação considerando 2,48 lotes por ano com duração de 140 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes e mantendo a mesma lotação animais alojados em ambas as fases; ⁷Estimado a partir de creche e terminação considerando 2,48 lotes por ano com duração de 140 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes e reduzindo lotação de animais pela metade na fase de terminação; ⁸Estimado a partir de uma taxa de mortalidade de 5% para os reprodutores (Miele, 2019) e seus respectivos pesos médios e composição das carcaças (Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b); ⁹Não inclui os reprodutores machos. Caso presentes, adicione as quantidades de água consumida e de dejetos produzidos pelos machos alojados na unidade de produção.

Abastecimento de água

A estimativa do consumo de água nas granjas de suínos deve ter por base os valores citados na Tabela 2 e o número de animais alojados nos núcleos de produção. Visando otimizar o uso da água, a Embrapa sugere um padrão de instalações para cada fase do sistema de produção de suínos e orientações detalhadas para a gestão da água na suinocultura (Souza et al., 2016). A captação de água superficial e subterrânea para consumo da atividade suinícola é passível de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos nos termos da Lei 9.433 de 1997 (Brasil, 1997). Os empreendimentos suinícolas também devem prever, quando necessário, sistemas para coleta de água de chuva para usos diversos, conforme o artigo 218 da Lei nº. 14.675/09 (Santa Catarina, 2009).

Destinação de animais mortos não abatidos

A estimativa da mortalidade rotineira dos rebanhos, produção de restos de parição e demais resíduos biológicos deve ter por base os valores constantes na Tabela 4. O tratamento dos animais mortos não abatidos, restos de parição e demais resíduos biológicos resultantes da mortalidade rotineira do rebanho de suínos, dentro dos limites do estabelecimento rural, deverá empregar tecnologia validada pelos órgãos oficiais de pesquisa e extensão rural brasileiros, obedecendo os requisitos e limites técnicos de cada tecnologia (Nicoloso et al., 2022b).

A trituração e a desidratação podem ser utilizadas como tecnologias de pré-tratamento de animais mortos, sendo que o produto obtido através desses processos deve ser obrigatoriamente destinado a um sistema de tratamento complementar (Nicoloso et al., 2022b).

O tratamento dos animais mortos por compostagem, seja pelo método de compostagem tradicional em células, compostagem de animais inteiros em leiras ou compostagem acelerada, deve ser conduzido por tempo suficiente para que todos os tecidos moles sejam decompostos durante a fase termofílica, sendo ainda necessária posterior maturação até a estabilização do com-

posto orgânico (Oliveira et al., 2018; Nicoloso; Barros, 2019; Nicoloso et al., 2022b).

O tratamento de animais mortos em biodigestores requer, obrigatoriamente, a trituração prévia do material. É também recomendado a higienização do material através de tratamento térmico, antes de sua inserção no biodigestor. Os parâmetros operacionais (tempo e temperatura) do equipamento de higienização deverão garantir a redução mínima de 99,9% (3log) da população de patógenos bacterianos, utilizando a *Salmonella* spp. como microrganismo indicador, assegurada por laudo técnico do fabricante do equipamento. No caso da não utilização de tratamento térmico, deve-se obrigatoriamente utilizar lagoas de armazenamento do digestato com tempo de retenção hidráulica mínimo de 120 dias. Os critérios para trituração e higienização das carcaças de animais mortos e tempo de retenção hidráulica de lagoas de armazenamento do digestato estão descritas em Kunz et al. (2021). A carga máxima de alimentação recomendada é de 15 kg de animais mortos por metro cúbico de dejetos líquidos de suínos para biodigestores de lagoa coberta (Tápparo et al., 2020). Para outros modelos de biodigestor, deve-se apresentar projeto específico com carga de alimentação estabelecida em função da capacidade técnica do modelo de biodigestor.

A pirólise ou a incineração de animais mortos não abatidos e de resíduos orgânicos exige o atendimento ao disposto na Resolução Conama nº. 316/2002 (Brasil, 2002). A hidrólise, assim como a incineração, é indicada para o tratamento de carcaças de animais mortos não abatidos e outros resíduos de elevado risco sanitário (Nicoloso et al., 2022b). A temperatura deve ser regulada conforme indicado para cada fase do processo (conservação, hidrólise e inativação de patógenos) e os resíduos sólidos destinadas para compostagem, pirólise ou incineração e os efluentes líquidos destinados para uso em biodigestores ou como fertilizantes e condicionadores de solo.

O recolhimento e transporte de animais mortos, restos de parição e demais resíduos biológicos resultantes da mortalidade rotineira do rebanho de suínos para processamento em Unidades de Transformação e de Eliminação cadastradas junto ao Serviço Veterinário Oficial deve obedecer às determinações da Instrução Normativa nº 48, de 17 de outubro de 2019 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Brasil, 2019).

No caso de ocorrência de mortalidade por doenças de notificação obrigatória, conforme a Instrução Normativa nº 50, de 24 de setembro de 2013, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Brasil, 2013), o tratamento e destinação dos animais mortos deverá seguir as recomendações do Serviço Veterinário Oficial.

Manejo dos dejetos

Esterqueiras e lagoas de armazenamento

As esterqueiras e lagoas de armazenamento de dejetos devem ser isoladas por cerca (altura recomendada de 1,20 m), respeitando o seu entorno como área de circulação, com acesso restrito e respectivas sinalizações de risco/perigo para se evitar o acesso não autorizado de pessoas e animais. Podem ser construídas utilizando materiais como concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PEAD ou outro material de construção comprovadamente impermeável e dentro das recomendações técnicas de construções em engenharia.

As esterqueiras e lagoas de armazenamento de dejetos devem possuir profundidade mínima de 2,5 m, medida do fundo da esterqueira ou lagoa até o nível mais alto dos dejetos, a fim de se garantir a anaerobiose do sistema e mitigar as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia. Devem, ainda, ter uma borda livre de segurança de 0,25 m para se minimizar o risco de transbordamento, medida entre o nível mais alto dos dejetos e a borda superior da esterqueira ou lagoa.

O cálculo da produção dos dejetos para fins de dimensionamento do sistema de armazenamento de dejetos (esterqueiras e lagoas anaeróbias) deve ser baseado nos valores da Tabela 2. As esterqueiras e lagoas de armazenamento devem ter capacidade volumétrica que permita que os dejetos sejam armazenados por tempo suficiente para a sua estabilização e posterior distribuição nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação do fertilizante orgânico. Desta maneira, o sistema deve ser projetado com no mínimo duas unidades de armazenamento manejadas em paralelo e sequencialmente. Sendo assim, a primeira esterqueira ou lagoa deve receber os dejetos até o enchimento total,

observando a borda de segurança, e em seguida passa-se a utilizar a outra esterqueira ou lagoa para recebimento dos dejetos. O tempo mínimo de armazenamento em cada esterqueira ou lagoa não deve ser nunca inferior a 40 dias, que são computados após o seu enchimento completo. Desta maneira, a capacidade total do sistema de armazenamento não deve ser inferior a 80 dias.

Respeitados os requisitos mínimos, a capacidade total do sistema de armazenamento de dejetos ou efluentes de biodigestores deve ser dimensionada de acordo com o intervalo médio de retiradas do dejetos para distribuição nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação do fertilizante orgânico. Por exemplo, caso ocorra a distribuição dos dejetos nessas áreas agrícolas apenas duas vezes por ano ou a cada 180 dias, aproximadamente, a capacidade total do sistema de armazenamento (conjunto de esterqueiras ou lagoas) deve ter, no mínimo, volume suficiente para armazenar a quantidade de dejetos produzida na granja durante 180 dias, acrescidos de um volume de segurança para suportar a ocorrência de chuvas nos meses mais críticos do ano, quando a precipitação excede a evaporação. Caso o intervalo médio de aplicações seja mais frequente como, por exemplo, a cada 90 dias, o sistema de armazenamento deve ter, no mínimo, volume suficiente para armazenar a quantidade de dejetos produzida na granja durante 90 dias, também acrescidos do volume de segurança para o excesso de precipitação.

O sistema de armazenamento de dejetos pode prever esterqueiras ou lagoas localizadas em áreas de terceiros, que devem ser dimensionadas através dos mesmos critérios elencados nos itens anteriores. Os sistemas de armazenamento de dejetos (esterqueiras) instalados anteriormente a vigência de norma com os parâmetros descritos neste documento, não necessitam ser modificados, desde que sejam comprovadamente impermeáveis, tenham capacidade de armazenamento compatível com o volume demandado para armazenamento dos efluentes e o intervalo de aplicações de dejetos nas áreas agrícolas.

Para o dimensionamento do volume dos sistemas de armazenagem de dejetos devem ser usadas as seguintes equações:

$$\mathbf{Vest = V\acute{u}til + Vbl}$$

Onde:

Vest = Volume total da esterqueira (m³).

V^{útil} = Volume da esterqueira preenchível por dejetos e excedente de precipitação durante período de armazenamento, considerando dimensões projetadas e profundidade mínima de 2,5m (m³).

Vbl = Volume de segurança referente à borda livre mínima de 0,25 m (m³).

$$\mathbf{V\acute{u}til = Veflu + VbalPE}$$

Onde:

Veflu = Volume estimado de dejetos gerado na granja durante intervalo entre remoções do efluente (m³).

VbalPE = Volume de segurança estimado pelo balanço de precipitação nos quatro meses mais críticos do ano (m³).

$$\mathbf{Veflu = Vd\acute{a}nual \times Na / 365 \times Intr}$$

Onde:

Vd^{anual} = produção anual de dejetos por vaga de animal alojado e tipo de granja, conforme Tabela 2 (m³).

Na = número de vagas de alojamento por tipo de granja.

Intr = maior intervalo entre remoções de efluente para disposição em áreas agrícolas (dias).

$$V_{balPE} = Bal_{PE} \times Abs$$

Onde:

Bal_{PE} = Somatório do Balanço entre a Precipitação média mensal e a Evaporação Potencial mensal, da série histórica registrada na estação meteorológica, dos quatro meses sequenciais mais críticos do ano, mais próxima do local do projeto (m), conforme Tabela A1 do Anexo I; Se a esterqueira ou lagoa possuir cobertura que impeça a entrada de água da chuva, considerar Bal_{PE}=0.

Abs = área da borda superior da esterqueira (m²).

Dimensionamento de esterqueiras circulares (cilíndricas)

$$V_{est} = (D^2) / 4 \times \pi \times P$$

$$Abs = (D^2) / 4 \times \pi$$

$$V_{útil} = Abs \times Ne$$

$$V_{bl} = Abs \times BI$$

Onde (Figura 1):

D = diâmetro da esterqueira (m).

π = número Pi ($\approx 3,14159265$).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

Ne = nível do efluente (máximo) quando cheio (m).

BI = borda livre (m).

Para calcular o volume útil da esterqueira, substitua P pelo nível máximo do efluente (Ne) medido desde o fundo (m); para cálculo do volume da borda livre da esterqueira, substitua P pelo tamanho da borda livre (BI) medido desde a borda superior até o nível máximo do efluente (m).

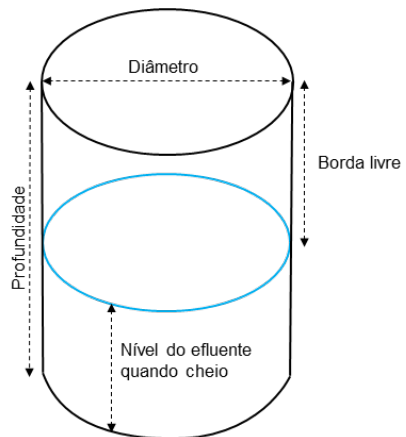


Figura 1. Esterqueira circular.

Dimensionamento de esterqueiras retangulares

$$\text{Vest} = C \times L \times P$$

$$\text{Abs} = C \times L$$

$$\text{Vútil} = \text{Abs} \times \text{Ne}$$

$$\text{Vbl} = \text{Abs} \times \text{Bl}$$

Onde (Figura 2):

C = comprimento da esterqueira (m).

L = largura da esterqueira (m).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

Ne = nível do efluente (máximo) quando cheio (m).

Bl = borda livre (m).

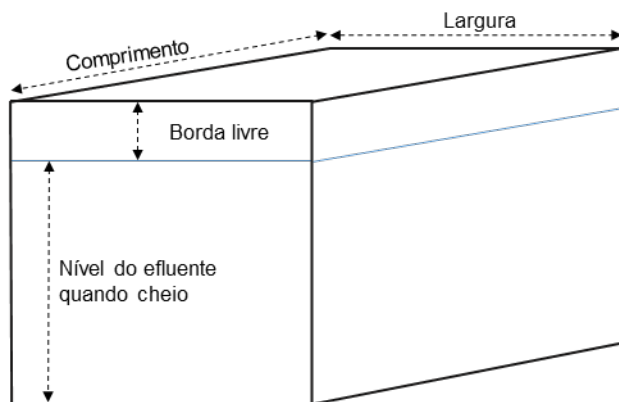


Figura 2. Esterqueira retangular.

Para calcular o volume útil da esterqueira, substitua P pelo nível máximo do efluente (Ne) medido desde o fundo (m); para cálculo do volume da borda livre da esterqueira, substitua P pelo tamanho da borda livre (Bl) medido desde a borda superior até o nível máximo do efluente (m).

Dimensionamento de esterqueiras do tipo lagoa (trapezoidais)

$$\text{Vest} = (P/6) \times (\text{Abs} + \text{Af} + 4 \times \text{Am})$$

$$\text{Abs} = C \times L$$

$$\text{Af} = C_f \times L_f$$

$$\text{Am} = (C - (C - C_f)/2) \times (L - (L - L_f)/2)$$

Onde (Figura 3):

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

Abs = área da borda superior da esterqueira (m²).

Af = área do fundo plano da esterqueira (m²).

Am = área da secção transversal média da esterqueira (m²).

C = comprimento da esterqueira, medido na borda superior (m).

L = largura da esterqueira, medido na borda superior (m).

Cf = comprimento da secção plana medida no fundo da esterqueira (m).

Lf = largura da secção plana medida no fundo da esterqueira (m).

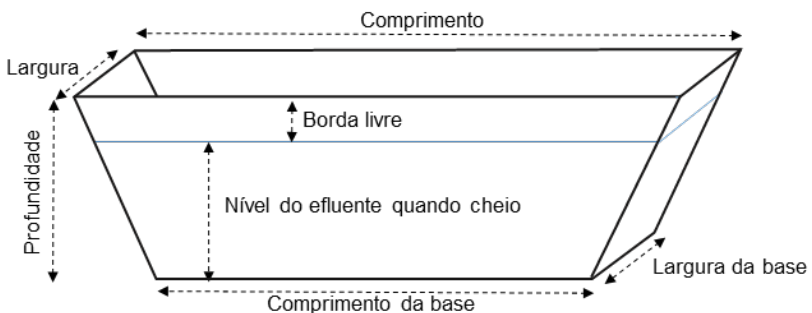


Figura 3. Esterqueira do tipo lagoa.

Para calcular o volume da borda livre (Vbl) da esterqueira, utilize as equações a seguir. Para calcular o volume útil da esterqueira (Vútil), subtraia do volume total da esterqueira (Vest) o volume da borda útil (Vbl). As equações abaixo também podem ser utilizadas para dimensionar as esterqueiras do tipo lagoa (trapezoidal) a partir de uma inclinação desejada para os taludes, encontrando-se as dimensões da base no fundo da lagoa.

$$\mathbf{Vbl = (BI/6) \times (Abs + AfBI + 4 \times AmBI)}$$

$$\mathbf{Abs = C \times L}$$

$$\mathbf{AfBI = (C - 2 \times TL \times BI) \times (L - 2 \times TC \times BI)}$$

$$\mathbf{AmBI = (C - TL \times BI) \times (L - TC \times BI)}$$

$$\mathbf{TL = ((C - Cf) / 2) / P}$$

$$\mathbf{TC = ((L - Lf) / 2) / P}$$

$$\mathbf{Vútil = Vest - Vbl}$$

Onde:

BI = altura da borda livre (m).

Abs = área da borda superior da esterqueira (m²).

AfBI = área da cota inferior da borda livre (m²).

AmBI = área da secção transversal da borda livre (m²).

C = comprimento da esterqueira, medido na borda superior (m).

L = largura da esterqueira, medido na borda superior (m).

TL = projeção horizontal do talude no sentido da largura da esterqueira para cada 1 m de profundidade da esterqueira (m).

TC = projeção horizontal do talude no sentido do comprimento da esterqueira para cada 1 m de profundidade da esterqueira (m).

Cf = comprimento da seção plana medida no fundo da esterqueira (m).

Lf = largura da seção plana medida no fundo da esterqueira (m).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

Dimensionamento de esterqueiras do tipo cônica de base plana

$$\text{Vest} = (1/3) \times \pi \times P \times ((\text{Dbs}/2)^2 + (\text{Dbs}/2) \times (\text{Df}/2) + (\text{Df}/2)^2)$$

$$\text{Abs} = (\text{Dbs}^2) / 4 \times \pi$$

Onde (Figura 4):

Dbs = diâmetro da borda superior da esterqueira (m).

Df = diâmetro da base da esterqueira (m).

π = número Pi ($\approx 3,14159265$).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

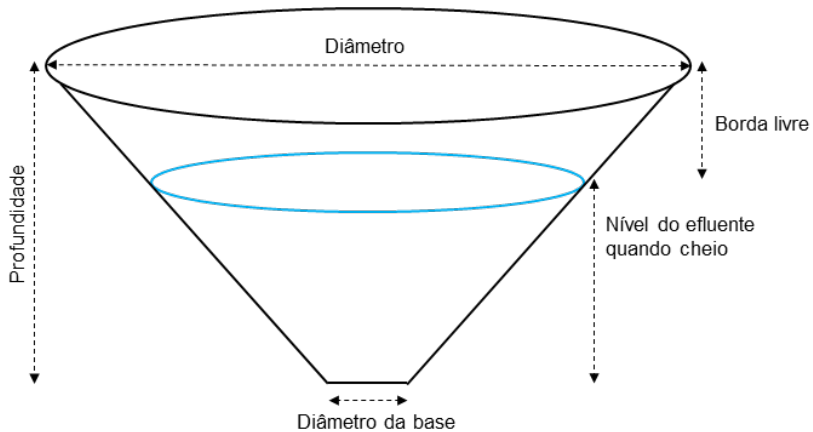


Figura 4. Esterqueira do tipo cônica de base plana.

Para calcular o volume útil da esterqueira ($V_{\text{útil}}$) da esterqueira, utilize as equações a seguir. Para calcular o volume da borda livre (V_{bl}), subtraia do volume total da esterqueira (V_{est}) o volume útil ($V_{\text{útil}}$).

$$Z = P \times Dbs / (Dbs - Df)$$

$$R = (1/2) \times Dbs \times (Ne + z) / (P + z)$$

$$\text{Vútil} = (1/3) \times \pi \times (R^2 + R \times (Df/2) + (Df/2)^2)$$

$$Vbl = Vest - \text{Vútil}$$

Onde:

Z = altura da projeção vertical do cone até o centro da esterqueira (m).

Dbs = diâmetro da borda superior da esterqueira (m).

Df = diâmetro da base da esterqueira (m).

π = número Pi ($\approx 3,14159265$).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

R = raio da esterqueira na cota do Ne (m).

Ne = nível do efluente (máximo) quando cheio (m).

Dimensionamento de esterqueiras do tipo cilíndrica de fundo cônico e base plana

$$Vest = Vcilindro + Vcone$$

$$Vcilindro = (Dbs^2) / 4 \times \pi \times (P - Ac)$$

$$Vcone = (1/3) \times \pi \times Ac \times ((Dbs/2)^2 + (Dbs/2) \times (Df/2) + (Df/2)^2)$$

$$Abs = (Dbs^2) / 4 \times \pi$$

Onde (Figura 5):

Dbs = diâmetro da borda superior da esterqueira (m).

Df = diâmetro da base da esterqueira (m).

π = número Pi ($\approx 3,14159265$).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

Ac = altura da seção cônica da esterqueira (m).

Para calcular o volume útil da esterqueira (V til) da esterqueira e o volume da borda livre (Vbl), há que se verificar se o nível máximo do efluente quando a esterqueira estiver cheia (Ne)   maior ou igual a altura da se o c nica da esterqueira (Ac) ou inferior. No primeiro caso, calcula-se o Vbl e encontra-se o V til pela subtra o do Vbl do Vest. No segundo caso, calcula-se o V til e encontra-se o Vbl pela subtra o do V til do Vest. Para tanto, confira as equa es a seguir.

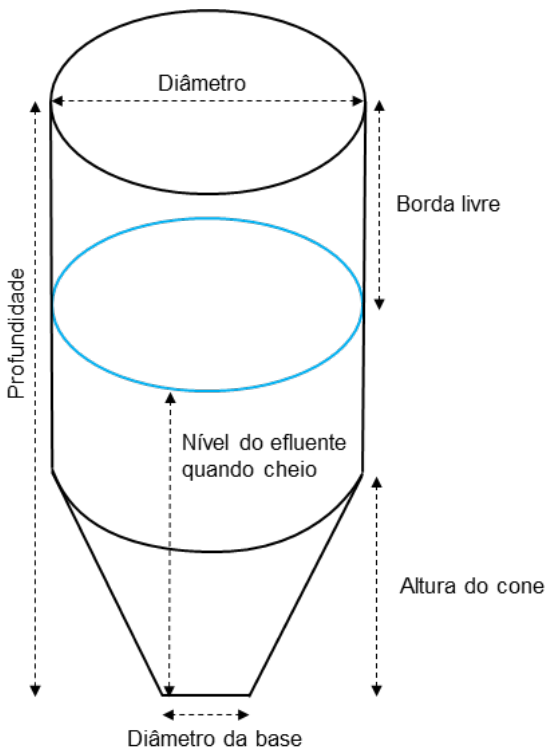


Figura 5. Esterqueira do tipo cilíndrica de fundo c nico e base plana.

Se $Ne \geq Ac$:

$$Vbl = (Dbs^2) / 4 \times \pi \times BI$$

$$V til = Vest - Vbl$$

Se $Ne \leq Ac$:

$$Z = Ac \times Dbs / (Dbs - Df)$$

$$R = (1/2) \times Dbs \times (Ne + z) / (Ac + z)$$

$$V til = (1/3) \times \pi \times (R^2 + R \times (Df/2) + (Df/2)^2)$$

$$Vbl = Vest - V til$$

Onde:

D_{bs} = diâmetro da borda superior da esterqueira (m).

D_f = diâmetro da base da esterqueira (m).

π = número Pi ($\approx 3,14159265$).

P = profundidade da esterqueira medida desde o fundo até a borda superior (m).

A_c = altura da seção cônica da esterqueira (m).

Z = altura da projeção vertical do cone até o centro da esterqueira (m).

R = raio da esterqueira na cota do N_e (m).

N_e = nível do efluente (máximo) quando cheio (m).

Dimensionamento de biodigestores

O volume dos biodigestores e lagoas de armazenamento de digestato pode ser calculado pela mesma metodologia descrita acima, seguindo projeto técnico para cada modelo ou tecnologia de biodigestão. Os biodigestores de lagoa coberta, nos seus diversos formatos, são os modelos mais comuns de biodigestores utilizados para tratamento dos dejetos de suínos no Brasil. No entanto, modelos mais eficientes como biodigestores do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket: biodigestor de fluxo ascendente) e CSTR (continuous stirred-tank reactor: biodigestor de mistura completa) vem sendo recentemente implementados no país. As recomendações a seguir são válidas para biodigestores de lagoa coberta. Para outros modelos de biodigestores, verifique os critérios técnicos específicos para cada tecnologia.

Os biodigestores de lagoa coberta e as lagoas de armazenamento podem ser construídos utilizando materiais como concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PEAD ou outro material de construção comprovadamente impermeável e dentro das recomendações técnicas de construções em engenharia.

Os biodigestores de lagoa coberta e lagoas de armazenamento de digestato devem possuir profundidade mínima de 2,5 m, medida do fundo do biodigestor ou lagoa até o nível mais alto dos dejetos ou digestato, a fim de se garantir a anaerobiose do sistema e mitigar as perdas de nitrogênio por volatilização de amônia nas lagoas. Devem, ainda, ter uma borda livre de segurança de 0,25 m, medida entre o nível mais alto dos dejetos e a borda superior da esterqueira ou lagoa, a fim de se minimizar o risco de transbordamentos. O cálculo da produção e caracterização dos dejetos para fins de dimensionamento dos biodigestores e lagoas deve ser baseado nos valores da Tabela 2.

Considerando o formato retangular, o biodigestor de lagoa coberta deve obedecer uma proporção entre comprimento e largura de 2:1 até 3:1. A carga de alimentação preferencial situa-se entre 0,3 a 0,7 kgSV m⁻³ dia⁻¹, considerando regime em fluxo pistonado e dados de produção de sólidos voláteis (SV) disponíveis na Tabela 3. O tempo de retenção hidráulico (TRH) deve respeitar a estimativa de remoção superior a 50% do teor de sólidos totais (ST), conforme Tabela 2. Para estas condições, TRHs entre 20 e 50 dias podem ser geralmente empregados. O volume da câmara de digestão (Vcd, em m³) pode ser dimensionado em função da vazão de dejetos que alimentará o biodigestor (Q, em m³ dia⁻¹) e TRH (em dias) necessário para produção do biogás, ou seja, $Vcd = Q \times TRH$.

Recomenda-se o uso de uma caixa de amortecimento de vazão antes da entrada do dejetos no biodigestor. O volume de alimentação diário poderá ser subdividido em parcelas (alimentação semicontínua) para alimentar o biodigestor e auxiliar na manutenção do regime hidráulico (evitar choques de carga). Recomenda-se a separação de sólidos grosseiros e/ou desarenador antes da entrada na câmara de digestão para evitar assoreamento. O biodigestor deve conter um sistema para retirada (descarte) de lodo para evitar assoreamento. A base da câmara de digestão deve conter inclinação satisfatória para tal função.

O biogás produzido no biodigestor pode ser armazenado em gasômetro superior à câmara de digestão ou em reservatório separado. O gasômetro deve conter sistema de alívio de pressão, e dispositivo queimador para a combustão dos gases excedentes. O biogás não deve ser lançado diretamente na atmosfera sob risco de explosão. O biogás pode ser purificado ou não para fins de utilização posterior (uso energético ou comercialização). Por questões

de segurança, a área do biodigestor deve ser cercada (cerca com altura recomendada de 1,20 m), respeitando o seu entorno como área de circulação, com acesso restrito e respectivas sinalizações de risco/perigo.

O sistema de armazenamento de dejetos tratados por biodigestão (lagoa anaeróbia de armazenamento de digestato) não demanda o mesmo tempo de armazenamento para estabilização que o dejetos não tratado e armazenado em esterqueiras, visto que a maior parte deste processo ocorre dentro do biodigestor. Assim, pode-se utilizar apenas uma lagoa de armazenamento de digestato com capacidade de armazenamento total ou tempo de retenção hidráulica nunca inferior a 40 dias. No caso de biodigestores tratando carcaças de animais mortos não abatidos sem tratamento térmico prévio, deve-se obrigatoriamente utilizar lagoas de armazenamento do digestato com tempo de retenção mínimo de 120 dias.

Para outros modelos de biodigestor, deve-se apresentar projeto específico com carga de alimentação projetada em função da capacidade técnica do sistema. Sistemas de tratamento de efluente de biodigestor devem ser projetados conforme requisitos técnicos específicos para cada sistema, conforme projeto técnico. Detalhes construtivos podem ser obtidos em Kunz et al. (2022).

Tratamento dos dejetos por compostagem

As unidades de compostagem devem ter um tanque de homogeneização com capacidade para armazenar entre 7 a 14 dias da produção média de dejetos da granja. O objetivo deste tanque é o armazenamento temporário do dejetos no caso de eventuais paradas da unidade de compostagem para manutenção. O tanque deve ser coberto para se evitar a diluição dos dejetos com água da chuva. O tanque deve ter sistema de homogeneização dos dejetos previamente ao recalque para a unidade de compostagem.

As unidades de compostagem devem ser cobertas para se evitar o excesso de umidade nas leiras e a produção de chorume. As leiras de compostagem devem ser dimensionadas com altura mínima do substrato de 0,8 m e altura máxima de 1,2 m (Oliveira et al., 2017a). O substrato deve ser composto por

maravalha, serragem e/ou palha, preferencialmente com baixo teor inicial de umidade (<20%).

As unidades de compostagem devem ter no mínimo duas leiras de compostagem, manejadas com aplicações diárias de dejetos e revolvimentos diários do material em compostagem, intercalando o uso das leiras semanalmente (Oliveira et al., 2017a). Deve-se evitar que as leiras atinjam teores de umidade excessivos (>70%), visto que nessas condições o processo de compostagem é ineficiente e há maior risco de produção de chorume. Caso se verifique essa situação nas leiras, as aplicações devem ser suspensas. Em seguida, as leiras devem ser revolvidas para aeração e reativação do processo de compostagem, com a consequente redução do teor de umidade (Oliveira et al., 2017a). Uma alternativa é a adição de substrato seco para se reduzir a umidade da leira ou sempre que a altura da leira for menor que 0,5 m, que devido à decomposição do material em compostagem, pode dificultar a aeração e aumentar a perda de calor da leira.

Ao final do período de incorporação dos dejetos, a taxa máxima de aplicação deverá variar de 8 L até 20 L de dejetos por kg de substrato, dependendo da capacidade de absorção de efluentes e relação C/N do substrato, sendo recomendado valores médios de 10 L de dejetos por kg de substrato (Oliveira et al., 2017a). Atingida esta taxa máxima, deve-se proceder com a etapa de maturação do composto com revolvimentos diários até a estabilização do material. Independentemente da taxa máxima de aplicação de dejetos por leira, as aplicações não devem superar a relação de 2,5 L de dejetos por 1 kg de substrato por semana de aplicação. O substrato deve ser substituído após concluída a fase de aplicação. As áreas destinadas à maturação ou armazenamento do composto final devem possuir cobertura a fim de se manter o composto com umidade menor que 50%.

Sistema de produção em cama sobreposta

O dimensionamento dos projetos de sistema de cama sobreposta, para produção de suínos, deve seguir as recomendações da Embrapa (Costa et al., 2006). As edificações destinadas a criação de animais em sistemas de camas sobrepostas (composto sólido) devem possuir sistema de drenagem e serem cobertas com material adequado (palha, lona plástica, telhado, etc.), com a

finalidade de protegê-las da chuva e evitar escoamento dos dejetos e/ou chorume.

O substrato disposto sobre o piso dos animais e entre as paredes deve ser de origem vegetal, com boa capacidade de absorção e retenção de líquidos, garantindo uma espessura mínima após compactação, de 0,5 m. O substrato deve ser substituído em pelo menos 1/3 em toda a extensão das instalações em até 15 meses de uso ou a cada quatro lotes de suínos em crescimento e terminação. O substrato deve ser revolvido semanalmente, devendo ser completado sempre que o nível for menor do que o 0,5 m. Além disso, periodicamente, devem ser retirados ou incorporados ao substrato em compostagem, os dejetos que estiverem na forma de crostas ou o material com excesso de umidade, devendo ser complementado, na quantidade retirada, com material novo.

O manejo do sistema deve prever minimamente, procedimentos que evitem a propagação de odores e dispersão de poeiras, técnicas de revolvido do substrato, complementação da camada de substrato sempre que a altura do leito for menor do que o 0,5 m. Os equipamentos de coleta e transporte dos resíduos até a área de aplicação devem ser dotados de dispositivos que impeçam a perda do composto até a área destinada à distribuição.

Reciclagem dos dejetos de suínos como fertilizantes

Recomendação de adubação com adubos orgânicos

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 possui um sistema 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 (Van Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; Souza; Lobato, 2004; Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019).

De maneira geral, as recomendações de adubação têm por objetivo estabelecer as doses de maior eficiência técnica e econômica de N, P_2O_5 e K_2O para as diferentes culturas agrícolas. O foco nestes três nutrientes para a recomendação de fertilizantes explica-se porque o cálcio (Ca) e magnésio (Mg) são normalmente supridos através da calagem, o enxofre (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 (Manual..., 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, imobilização) 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, 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 (Manual..., 2016).

A adubação de correção tem por objetivo elevar os teores de P e K no solo até o “teor crítico” (Figura 6), que representa a concentração destes nutrientes no solo necessária para um rendimento de 80% ou 90% da produção máxima da cultura a ser adubada (Souza; Lobato, 2004; Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019). O teor crítico define o limite inferior da classe de disponibilidade “alta” de P e K para os manuais de adubação e calagem do RS, SC e PR (Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019) ou da classe de disponibilidade “adequada” segundo as recomendações de adubação e calagem para a região do Cerrado (Souza; 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 kg a 160 kg P_2O_5 ha⁻¹ e 30 kg a 120 kg K_2O ha⁻¹, de acordo com a classe de disponi-

bilidade (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 P_2O_5 ha^{-1} , para solos arenosos com disponibilidade média de P para cultivos de sequeiro até 420 kg P_2O_5 ha^{-1} , para solos muito argilosos e com disponibilidade muito baixa de P para cultivos irrigados (Souza; Lobato, 2004). Segundo o mesmo documento, as doses de correção de K para solos do Cerrado variam de 25 kg a 100 kg K_2O ha^{-1} , de acordo com a classe de disponibilidade deste nutriente (baixo ou médio) e faixa de CTCpH7 (capacidade de troca de cátions a pH 7) do solo a ser corrigido.

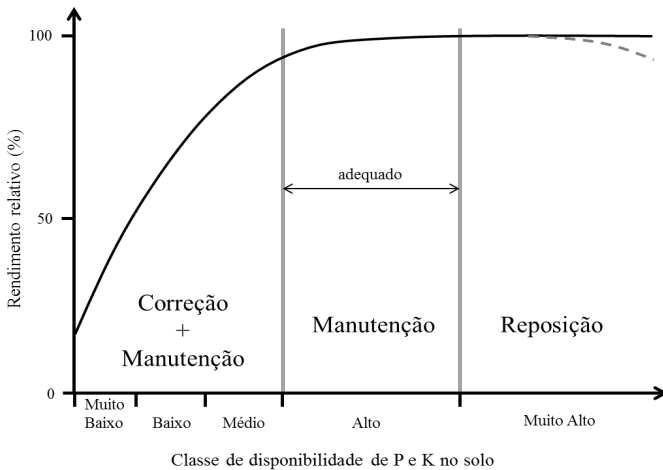


Figura 6. Rendimento relativo das culturas agrícolas em função do teor de P e K no solo e as indicações de adubação de correção, manutenção e reposição (adaptado de Gatiboni et al., 2016).

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 pode ser absorvido e exportado pelas plantas. Portanto, à essa dose de correção, deve ser adicionada uma dose de manutenção visando também atender 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, e também repor as perdas destes nutrientes no solo, mantendo os teores de P e K estáveis em uma faixa considerada adequada ao desenvolvimento das culturas (Souza; Lobato, 2004; Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019). 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 5, constam as quantidades de N, P₂O₅ e K₂O sugeridas para a adubação de manutenção das principais culturas de grãos e pastagens cultivadas no Brasil.

Tabela 5. Adubação de manutenção de fósforo e potássio para as principais culturas de grãos e pastagens cultivadas no Brasil.

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
Manual... (2016)					
	t ha⁻¹	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
Pauletti e Motta (2019)⁷					
Aveia ⁴	2,0	20	15	15	15
Cevada ⁴	3,5	20	20	15	15
Milho safra ⁴	8,0	60	30	7,5	10
Soja ⁴	3,0	35	40	30	30
Trigo ⁴	2,5	25	15	15	15

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
Pauletti e Motta (2019)⁷					
	t ha⁻¹	kg ha⁻¹			
Milho para silagem ⁶	40,0	60	140	1,5	3,0
Pastagem de aveia ⁵	3,0	0	25	5	5
Pastagem de <i>Panicum</i> spp. ⁵	10,0	0	0	5	5
Sousa e Lobato (2004)					
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

Adaptado de Souza; Lobato, 2004; Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019.

¹Rendimento de referência é a produtividade mínima considerada 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 em para cada tonelada de grãos ou forragem produzida acima da produtividade de referência; ⁴Culturas de grãos cuja unidade de produtividade é t grãos ha⁻¹; ⁵Pastagens, cuja unidade de produtividade é t matéria seca ha⁻¹; ⁶Unidade de produtividade é t 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.

Os dados da Tabela 5 permitem determinar as doses de manutenção de P e K a serem aplicados às culturas agrícolas mencionadas considerando a expectativa de rendimento projetada para a área agrícola a ser adubada. No entanto, ainda é importante levar em conta 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 nitrogênio de 50% (Tabela 6). Isto significa que apenas 50% do teor de N total presente no fertilizante estará disponível para o primeiro cultivo após a aplicação no solo (efeito imediato). Em comparação, o teor de N da ureia e demais fertilizantes minerais nitrogenados estará inteiramente disponível 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 (segundo cultivo), o que não é observado para fertilizantes minerais nitrogenados. Já no caso do dejetos líquido de suíno, espera-se que este apresente, em média, índice de eficiência de 80% para N, não apresentando efeito residual. Na Tabela 6, estão listados os índices de eficiência agrônômica de alguns adubos orgânicos frequentemente disponíveis em regiões de produção animal intensiva.

Tabela 6. 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
Dejeto líquido de suínos	1º cultivo	0,8	0,9	1,0
	2º cultivo	0,0	0,1	0,0
Dejeto líquido de bovinos	1º cultivo	0,5	0,8	1,0
	2º cultivo	0,2	0,2	0,0
Composto orgânico de dejetos de suínos ²	1º cultivo	0,2	0,7	1,0
	2º cultivo	0,0	0,3	0,0
Digestato de dejetos de suínos ³	1º cultivo	1,0	1,0	1,0
	2º cultivo	0,0	0,0	0,0

Adaptado de Manual... (2016).

¹Nutrientes totais (mineral + orgânico); ²Considerando como substrato a maravalha e/ou a serragem; ³Efluente de biodigestor tratando dejetos de suínos.

Dimensionamento dos rebanhos

O dimensionamento da área agrícola necessária para destinação dos dejetos gerados em uma unidade de produção de suínos depende da oferta de nutrientes por animal alojado, perdas ou segregação de nutrientes conforme sistemas de manejo de dejetos, eficiência agrônômica do adubo orgânico e efetiva demanda de nutrientes na área agrícola. Utilizando-se os mesmos princípios, pode-se também fazer o cálculo reverso para dimensionar a quantidade de suínos alojáveis em uma granja considerando a demanda de nutrientes na área agrícola disponível em uma propriedade rural, ou no seu

entorno. Esta análise pode ser aplicada em diferentes escalas com o objetivo de dimensionar o rebanho alojável em uma propriedade rural ou para se contabilizar o balanço de nutrientes em um conjunto de granjas em função da área agrícola disponível em uma microbacia ou município, por exemplo.

Conforme discutido anteriormente, 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 dimensionamento da demanda de nutrientes a fim de manter os teores de nutrientes no solo estáveis e o empreendimento sustentável no longo prazo (Nicoloso; Oliveira, 2016). A opção pelo dimensionamento considerando as recomendações de correção da fertilidade do solo ocasionaria no acúmulo gradual de nutrientes no solo, que potencialmente poderiam alcançar 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 ser determinada a partir da seguinte equação (adaptado de Nicoloso e 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 o sistema de produção (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 3 (kg UAR⁻¹ 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 é o índice de eficiência agrônômica dos nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) dos adubos orgânicos.

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 dejetos de suínos 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 variações 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. Outro fator importante é se indicar qual dos nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) será utilizado como limitante para o dimensionamento. 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 et al., 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 dejetos que permita a remoção de N ou P do efluente tratado. 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).

Finalmente, cabe ressaltar que quando a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis na propriedade rural ou áreas de cedência é insuficiente para destinação dos efluentes gerados na granja de suínos, estratégias de tratamento de efluentes que permitam a exportação de nutrientes da propriedade devem ser adotadas. Uma alternativa é a compostagem dos dejetos de suínos, que permite a concentração de nutrientes em um fertilizante

orgânico sólido, que pode ser exportado da propriedade com menor custo de transporte. Ainda, sistemas avançados de tratamento de efluentes para remoção de N e P podem ser consideradas, como, por exemplo, o Sistema de Tratamento de Dejetos de Suínos (SISTRATES®) desenvolvido e validado pela Embrapa (para saber mais veja: <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/214374/processo-biotecnologico-em-sistemas-de-tratamento-de-efluentes-na-suinocultura--sistrates>).

Monitoramento da qualidade do solo e limites ambientais de nutrientes

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; Soares et al., 2014; Manual..., 2016). Neste sentido, inúmeras iniciativas de pesquisa vêm procurando estabelecer indicadores e limites críticos ambientais (LCAs) de disponibilidade de nutrientes no solo para 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 dejetos líquido de suínos, 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 (Manual..., 2016), visto que nem sempre teores de nutrientes no solo classificados como “muito altos” do ponto de vista agrônomo (Figura 6) indicam um potencial efeito deletério ao ambiente.

Apesar do N ser um dos nutrientes mais estudados devido ao seu elevado potencial de impacto ambiental derivado das rápidas transformações e perdas deste nutriente do 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 está associado à matéria orgânica do solo 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 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” estabelece que a adubação nitrogenada deva ser planejada de modo que a quantidade residual de NO_3 (Nitrato) na camada 0-60 cm do solo, ao final do ciclo das culturas, não seja maior do que 33 kg ha^{-1} a 157 kg ha^{-1} , de acordo com classes de uso do solo (Manitoba, 2008). Na Europa, a “Nitrates Directive 91/676/EEC” não estabelece limites de nitrato no solo, mas proíbe a aplicação de dejetos ou esterco durante o inverno e limita as doses destes resíduos em até 170 kg N ha^{-1} a 250 kg N ha^{-1} , de acordo com o país, nas zonas identificadas como vulneráveis à contaminação do lençol freático por este nutriente (European Union, 1991). O objetivo desta legislação é garantir que o teor de nitrato nas águas subterrâneas e superficiais destas regiões não atinjam o limite crítico de 50 mg L^{-1} (Van Grinsven et al., 2012). No Brasil, a Resolução Conama 420/2009, com base em Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, estabelece em 10 mg L^{-1} o teor limite de nitrato em águas subterrâneas (Brasil, 2009). Ressalta-se que este valor não deve ser confundido como um limite para a concentração de nitrato na solução do solo.

Quanto ao P, Gatiboni et al. (2015, 2020) estabeleceram os limites críticos ambientais para o nutriente fósforo (LCA-P) em solos que recebem aplicações frequentes de resíduos orgânicos para os Estados do RS, SC, PR e MT. O método desenvolvido permite calcular o teor máximo de P disponível, conforme extrator P-Mehlich1 (P_{M1}), que pode existir no solo sem que haja risco significativo de sua transferência para o ambiente, considerando para isso o teor de argila do solo (Tabela 7).

Tabela 7. Limites Críticos Ambientais de Fósforo para solos dos Estados do RS e SC, PR e MT.

Estado	Camada (cm)	Argila (%)	Fórmula LCA-P P-Mehlich1 (mg dm ⁻³ ou ppm)	Classes de uso do solo quanto ao LCA-P		
				Seguro	Prevenção	Crítico
RS ¹	0-10 (PD)	0-100	LCA-P = 20 + Argila(%)	$P_{M1} \leq \text{LCA-P}$	$\text{LCA-P} < P_{M1} \leq \text{LCA-P} * 1,2$	$P_{M1} > \text{LCA-P} * 1,2$
RS ¹	0-20 (PC)	0-100	LCA-P = 20 + Argila(%)	Adubação fosfatada conforme recomendação agronômica. Adotar práticas de conservação de solo e água. Adotar medidas mitigatórias para reduzir e/ou manter os teores de P no solo próximos aos níveis críticos de fertilidade do solo para as culturas agrícolas	Limitar a adubação fosfatada a 50% da dose de manutenção. Adotar práticas de conservação de solo e água. Adotar medidas mitigatórias para reduzir e/ou manter os teores de P no solo próximos aos níveis críticos de fertilidade do solo para as culturas agrícolas	Proibir adubação fosfatada. Adotar práticas de conservação de solo e água. Adotar medidas mitigatórias para reduzir e/ou manter os teores de P no solo próximos aos níveis críticos de fertilidade do solo para as culturas agrícolas
SC	0-10	0-100	LCA-P = 40 + Argila(%)			
PR	0-10	≤40	LCA-P = 43			
PR	0-10	>40	LCA-P = 2,4 * Argila(%) - 53	Adubação fosfatada conforme recomendação agronômica. Adotar práticas de conservação de solo e água		
MT	0-20	0-100	LCA-P = 12,5 + 0,5 * Argila(%)			

Fonte: RS e SC (Gaitiboni et al., 2015, 2020), PR e MT (Silva et al., não publicado).

¹Para o Estado do RS, deve-se utilizar a camada de amostragem de 0-10 cm de solo para áreas de Plantio Direto (PD) e 0-20 cm de solo para áreas sob Preparo Convencional (PC).

O valor de LCA-P varia conforme o teor de argila do solo e a capacidade deste solo em adsorver o nutriente P. Independentemente do Estado para qual os modelos de LCA-P foram calibrados, verifica-se que os solos arenosos são mais sensíveis, ao passo que os solos mais argilosos podem suportar quantidades maiores de P sem disponibilizá-los em grandes quantidades para o ambiente. Segundo o modelo proposto, 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 (Gatiboni et al., 2015, 2020). 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 para a classificação de risco ambiental dos solos com aplicação de dejetos de suínos (Santa Catarina, 2021). 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 ao solo e consequentemente 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, 2021).

Apesar de o K não ser considerado um nutriente com alto potencial de impacto ambiental na maioria das situações, 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 et al., 2014). O aumento dos teores de K no solo também ocasiona maior mobilidade deste nutriente no perfil de 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 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. 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 0-80 cm de profundidade do solo (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2006).

Para outros elementos, especialmente os micronutrientes e metais pesados, não existe um grande número de trabalhos regionalizados no Brasil no sentido do estabelecimento de LCAs. No entanto, a resolução Conama 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 disso, 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 (Rio Grande do Sul, 2014). Esses 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 definir limites e orientar o uso racional dos fertilizantes de maneira tecnicamente correta e ambientalmente segura. O descarte indiscriminado dos dejetos ou qualquer outro resíduo agropecuário

ou agroindustrial em “áreas de sacrifício”, embora aceita no passado, 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 sentido, exigindo o licenciamento ambiental das áreas de aplicação de resíduos agroindustriais de acordo com o porte do empreendimento (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2006; Santa Catarina, 2021). 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.

Para a aplicação de um indicador de LCA para monitoramento das áreas de aplicação do DLS como fertilizante em um processo de licenciamento ambiental é importante que sejam definidos os critérios deste programa de monitoramento de modo a se levantar as informações necessárias para diagnóstico e tomada de decisão. No caso dos modelos LCA-P para os Estados do RS, SC, PR e MT (Tabela 7), deve-se realizar monitoramento na camada diagnóstica de 0-10 cm ou 0-20 cm do solo calibrada para cada região e determinando-se os teores de argila e P disponível pelo método de Mehlich-1. Considerando a esperada variabilidade espacial dos teores de argila e de P disponível no solo, este último apresentando frequentemente maior variabilidade em áreas de aplicação de DLS do que em comparação com áreas sob adubação mineral, é necessário que o monitoramento se dê através da coleta de amostras de solo em malha de amostragem não superior a uma amostra para cada 5 hectares. Malhas de amostragem de maior densidade (um ponto de amostragem a cada 1 hectare, ou menos) são recomendadas para delimitar com maior precisão zonas dos talhões com teores de P disponível acima do LCA-P e, assim, tomar medidas mitigatórias para estas áreas de maneira direcionada. Os procedimentos de coleta das amostras de solo devem seguir as recomendações disponíveis nos manuais de adubação e calagem (Souza; Lobato, 2004; Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019). Também é importante determinar uma frequência mínima de amostragem, sendo recomendados para fins de diagnóstico o monitoramento dos teores de P disponível no solo a cada 2 anos até 4 anos.

Medidas mitigatórias para áreas agrícolas com teores de fósforo acima dos limites críticos ambientais

Considerando que a aplicação continuada do DLS em doses que aportem P ao solo acima da demanda das culturas agrícolas pode levar ao incremento dos teores de P disponível no solo e a um potencial impacto ambiental é necessário a definição de práticas que permitam a redução dos teores de P no solo e a mitigação do impacto ambiental. Algumas práticas de mitigação dos impactos ambientais para áreas com teores de P disponível acima do LCA-P foram testadas em condições de solo e clima do Sul do Brasil no âmbito do projeto “Desenvolvimento de sistema de avaliação e mitigação de risco ambiental de áreas com aplicação de dejetos de suínos”, liderado pela Embrapa Suínos e Aves com a participação da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Fundação ABC e financiado pela Frimesa Cooperativa Central. Os principais resultados¹ obtidos neste projeto são sumarizados a seguir.

Visto que o acúmulo de P em áreas de aplicação de DLS ocorre nas camadas mais superficiais do solo (0-5 cm ou 0-10 cm) de forma proporcional às doses de P aplicadas ao solo, uma alternativa é o preparo do solo com o revolvimento das camadas mais superficiais e redistribuição destas camadas na camada arável (0-20 cm). Com isto, espera-se a redução dos teores nas camadas mais superficiais pelo efeito de diluição do P em uma camada maior de solo e também pela adsorção mais pronunciada de P nas frações de solo com menor disponibilidade de P. Apesar desta prática ser potencialmente uma solução rápida para se reduzir os teores de P disponível em áreas acima do LCA-P, há que se considerar que áreas sob preparo convencional de solo apresentam maiores perdas de P particulado em comparação com áreas sob plantio direto. Assim, esta prática deve ser utilizada criteriosamente e sempre associada ao uso de práticas conservacionistas de manejo de solo (terraceamento, cultivo em nível, plantas de cobertura de solo). Ainda, deve-se retomar o uso do sistema plantio direto com a maior brevidade possível.

¹ NICOLOSO, R. DA S.; GATIBONI, L.C.; BARBOSA, G.M.D.C.; CASALI, C.; BARTH, G. Relatório Final do Acordo de Cooperação Técnica e Financeira “Desenvolvimento de sistema de avaliação e mitigação de risco ambiental de áreas com aplicação de dejetos de suínos”. Processo SEI 21202.000680/2023-60, Documento 8759019. Acesso restrito.

Outra prática recomendada é a injeção dos dejetos no solo sob plantio direto através do uso de equipamentos que aplicam o DLS em linhas espaçadas 0,35 cm utilizando discos duplo e facão guilhotina que permitem a deposição do DLS a até 15 cm de profundidade. Esta prática pode promover a redução gradual dos teores de P na superfície do solo, devido à extração deste nutriente pelas culturas agrícolas e redistribuição do aporte de P com acúmulo deste elemento na camada subsuperficial (10-20 cm), que não é exposta a perdas por escoamento superficial. Esta prática pode ser recomendada para reduzir o risco de perdas de P do solo em áreas de plantio direto adubadas com dejetos de animais.

Também foram testados o uso de faixas vegetadas de até 6 m de largura com capim elefante em áreas com teor de fósforo acima do LCA-P. O uso das faixas de capim elefante promoveu a redução linear do teor de P na água de escoamento e do P total perdido. Além disso, a faixa vegetada exportou em média 6 vezes mais fósforo por unidade de área do que as culturas agrícolas cultivadas durante o período do experimento. Portanto, esta prática pode ser recomendada para mitigar o impacto ambiental de áreas agrícolas com teores elevados de P no solo, assim como ser alternativa para exportação do excedente de nutrientes pela produção de forragem de capim elefante.

Outra alternativa é a supressão temporária da adubação fosfatada, seja ela de origem orgânica ou mineral. Em experimento realizado em Castro-PR, verificou-se que a supressão da adubação fosfatada foi suficiente para reduzir teores de P disponível no solo de 174 mg dm^{-3} de P-Mehlich1 na camada 0-20 cm do solo para até $42,5 \text{ mg dm}^{-3}$ na mesma camada, sem afetar a produção de matéria seca e grãos pelas culturas agrícolas. Para tanto, foram necessários aproximadamente 4 anos, ou 9 safras inverno/verão, para reduzir o teor de P no solo. Estes resultados indicam que, após retornados os valores de P no solo a teores seguros, estas áreas podem ser reincorporadas ao plano de manejo de dejetos de uma propriedade rural com doses de aplicação ajustadas em função da demanda de nutrientes das culturas sob recomendação agrônômica.

Software de gestão ambiental da suinocultura - SGAS

A Embrapa Suínos e Aves desenvolveu uma ferramenta eletrônica (Software de Gestão Ambiental da Suinocultura - SGAS) para suporte à tomada de decisão e elaboração dos projetos ambientais baseados no modelo de gestão ambiental da suinocultura. O sistema padroniza os projetos de licenciamento conforme os critérios e indicadores técnicos estabelecidos pelo modelo e validados junto às normativas ambientais estaduais. O sistema também oferece rastreabilidade e permite o monitoramento dos indicadores ambientais da produção de suínos.

A versão 1.0 do SGAS foi lançada em setembro de 2020 e, em abril de 2023, já contava com mais de 3.700 usuários cadastrados em todo o país. Atualmente na versão 1.3, o sistema conta com as seguintes funcionalidades:

- Gestão das áreas agrícolas da propriedade rural com cadastro de talhões e pontos de coleta para análises de solo.
- Funcionalidades baseadas em webGIS para demarcação de talhões e pontos de amostragem.
- Cadastro, interpretação de resultados de análises de solo e recomendações de calagem e adubação com fertilizantes orgânicos e minerais para as principais culturas agrícolas, forrageiras e florestais conforme recomendações de adubação oficiais para os Estados do RS, SC, PR e região do Cerrado (Souza; Lobato, 2004; Manual..., 2016; Pauletti; Motta, 2019).
- Monitoramento da qualidade do solo e classificação conforme LCA-P para solos do RS, SC, PR e MT.
- Planejamento agrícola de talhões para cálculo da demanda de nutrientes nas áreas agrícolas.
- Calendário agrícola de aplicação de dejetos líquidos suínos.

- Cadastro de núcleos de produção de suínos com estimativa de consumo de água, produção de dejetos líquidos suínos e oferta de nutrientes conforme sistema de manejo desses resíduos.
- Dimensionamento de rebanho de suínos por balanço de nutrientes.
- Dimensionamento de esterqueiras, biodigestores, lagoas de armazenamento de digestato e de unidades de compostagem de dejetos.
- Dimensionamento de unidades de compostagem de carcaças de aves e suínos.

Novas funcionalidades dos sistemas estão previstas para futuras atualizações do sistema, incluindo:

- Suporte à avicultura com estimativa do consumo de água.
- Produção e oferta de nutrientes em cama de aviários de corte.
- Dimensionamento de rebanho de aves.
- Análise econômica de tecnologias ambientais.

O SGAS está disponível gratuitamente na página da Embrapa Suínos e Aves (www.embrapa.br/suinos-e-aves) e pode ser licenciado para apoio aos projetos de licenciamento ambiental da suinocultura, também gratuitamente, através de acordo de cooperação técnica a ser firmado entre Embrapa e órgãos ambientais estaduais.

Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. DA S.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (ed.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 199–234
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 9 jan. 1997, Seção 1, p. 470.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa GM/MAPA nº 48 de 17 de outubro de 2019. Estabelecer as regras sobre o recolhimento, transporte, processamento e destinação de animais mortos e resíduos da produção pecuária como alternativa para a sua eliminação nos estabelecimentos rurais, na forma desta Instrução Normativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 out. 2019, Seção 1, p. 73.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 50, de 24 de setembro de 2013. Alterar a lista de doenças passíveis da aplicação de medidas de defesa sanitária animal, previstas no art. 61 do Regulamento do Serviço de Defesa Sanitária Animal, publicado pelo Decreto no 24.548, de 3 de julho de 1934, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 set. 2013, ed. 186, Seção 1, p. 47, 2013.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 316, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 20 nov. 2002, n. 224.
- 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] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 dez. 2009, n. 249.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma técnica P 4.231**: vinhaça: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo, SP, 2006.
- DALLA COSTA, O. A.; OLIVEIRA, P. A. V. de; HOLDEFER, C.; LOPES, E. J. C.; SANGOI, V. **Sistema alternativo de criação de suínos em cama sobreposta para agricultura familiar**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 2006. 7 p. (EMBRAPA-CNPISA. Comunicado técnico, 419).
- European Union. Council Directive 91/676/EEC of 12 december 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. **Official Journal**, L 375 , p. 0001 – 0008, 31 Dec 1991. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1561542776070&uri=CELEX:01991L0676-20081211>. Acesso em: 10 abr. 2023.

GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S.; MUMBACH, G. L.; SOUZA JUNIOR, A. A. de; DALL'ORSOLETTA, D. J.; SCHMITT, D. E.; SMYTH, T. J. 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, n. e0200018, 2020. Doi: 10.36783/18069657rbcs20200018.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. de. 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.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 2. ed. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2022. 214 p.

KUNZ, A.; TÁPPARO, D. C.; NICOLOSO, R. da S.; STEINMETZ, R. L. R.; KRABBE, E. L. **Considerações técnicas sobre o uso de carcaças de animais mortos não abatidos em processos de digestão anaeróbia**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2021. 12 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 579).

MANITOBA. The Water Protection Act: Nutrient Management Regulation. 2008. Disponível em: https://web2.gov.mb.ca/laws/regsg/current/_pdf-regsg.php?reg=62/2008. Acesso em: 6 abr. 2023.

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.

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).

NICOLOSO, R. da S.; BARROS, E. C. **Manual de dimensionamento e manejo de unidades de compostagem de animais mortos para granjas de suínos e aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 77 p (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 203).

NICOLOSO, R. da S.; LIMA, G. J. M. M. de; KRABBE, E. L.; MORES, N.; OLIVEIRA, P. A. V. de; KUNZ, A.; DALLA COSTA, O. A.; CARON, L.; AVILA, V. S. de; BARROS, E. C.; OLIVEIRA, M. M. de. **Tecnologias para destinação de animais mortos na granja**. 2. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2022. 40 p. Cartilha.

NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudoeste, 2016. v. 1. p. 97-104.

OLIVEIRA, M. M. de; COLDEBELLA, A.; BELLI FILHO, P.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, n. 6, p. 653-665, 2018. Doi: 10.1590/1413-70542018426021818.

OLIVEIRA, P. A. V. de; BARROS, E. C.; SANTOS FILHO, J. I. dos; SCHELL, D. R.; TURMINA, L. P. **Dimensionamento de unidade de compostagem automatizada para tratamento dos dejetos suínos**. 2. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017a. 36 p. 1 Cartilha.

- OLIVEIRA, P. A. V. de; BELLI FILHO, P.; COLDEBELLA, A.; TAVARES, J. M. R.; ROBIN, P. Modélisation du volume et de la composition du lisier des porcelets en post-sevrage au Brésil. In: JOURNÉES DE LA RECHERCHE PORCINE, 49., 2017, Paris. **Résumés et textes**. Association Française de Zootechnie: INRA: IFIP, 2017b. p. 251-256.
- OLIVEIRA, P. A. V. de; COLDEBELLA, A.; ROBIN, P.; TAVARES, J. M. R. 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**. Paris: IFIP; INRAE, 2020. p. 325-329.
- PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. (ed.). **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. 2. ed. Curitiba: SBCS, Núcleo Estadual do Paraná, 2019.
- RIBEIRO, A. C.; GUIMARAES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais** - 5a. aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.
- RIO GRANDE DO SUL. Sistema Estadual de Proteção Ambiental. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. 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.
- ROCHA, P.N. 2009. Hipercalemia=Hyperkalemia. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, v. 31, n. p. 5, jan.-mar. 2009.
- SANTA CATARINA. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução Normativa Nº 11/2021 - Suinocultura, 2021**, de 21 fev. 2009, atualizada em 23 de ago. 2021. Florianópolis: IMA Portaria intersetorial nº 01/04, de 14 de novembro de 2014, 37 p. Florianópolis: SDS/IMA, 2021, 40 p. Disponível em: < <https://in.ima.sc.gov.br>>. Acesso em: 12 abr. 2022.
- SANTA CATARINA. Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 13 abr. 2009. Disponível em: http://leis.alesc.sc.gov.br/html/2009/14675_2009_lei.html. Acesso em: 11 abr. 2023.
- SOARES, M. R.; CASAGRANDE, J. C.; NICOLOSO, R. da S. Uso da vinhaça da cana-de-açúcar como fertilizante - Eficiência agrônômica e impactos ambientais. In: PALHARES, J. C. P.; GLEBER, L. (Ed.). **Gestão ambiental na agropecuária**. 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.
- TÁPPARO, D. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. **Geração de biogás utilizando carcaças de animais mortos não abatidos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 1 Folder.
- TAVARES, J. M. R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura**. Tese de Doutorado. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. UFSC. Florianópolis, SC. 2016. 229 p. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/175847/345551.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 abr. 2023.

VAN GRINSVEN, H. J. M.; TEN BERGE, H.F.M. ; DALGAARD, T.; FRATERS, B.; DURAND, P.; HART, A.; HOTMAN, G.; JACOBSEN, B. H.; LALOR, S. T. J.; LESSCHEN, J. P.; OSTENGURG, B.; RICHARDS, K. G.; TECHEN, A-K.; VERTÈS, F.; WEBB, J.; WILLEMS, W. J. 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. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-9-5143-2012>.

VAN RAIJ, B.; CANTARELLO, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. 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.; OLIVEIRA, P. A. V. de; TAVARES, J. M. R.; BELLI FILHO, P.; ZANUZZI, C. M. das S.; TREMEA, S. L.; PEIKAS, F.; SQUEZZATO, N. C.; ZIMMERMANN, L. A.; SANTOS, M. A.; AMARAL, N. do. **Gestão da água na suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. 32 p. 1 cartilha.

VITTI, G.; MAZZA, J. A. Planejamento, estratégias de manejo e nutrição da cultura de cana-de-açúcar. **Informações Agronômicas**, n. 97, p. 1-16, 2002. Encarte técnico. Disponível em: [http://www.ipni.net/PUBLICATION/IA-BRASIL.NSF/0/504B40E488537AE083257AA2005EA7F6/\\$FILE/Encarte 97.pdf](http://www.ipni.net/PUBLICATION/IA-BRASIL.NSF/0/504B40E488537AE083257AA2005EA7F6/$FILE/Encarte%2097.pdf). Acesso em 10 abr. 2023.

Anexo I

Somatório das médias de precipitação e evaporação registradas nos quatro meses sequenciais com maior balanço hídrico a partir da série histórica de estações meteorológicas instaladas em municípios dos Estados do Mato Grosso, Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina.

Estado	Município	Σ Prec. ²	Σ Evap. ³	Bal_PE ⁴	Período ⁵
		mm			
Mato Grosso	Cáceres	799,0	291,7	507,2	DEZ-MAR
	Canarana	1.186,3	246,1	940,1	DEZ-MAR
	Cuiabá	899,9	396,8	503,1	DEZ-MAR
	Diamantino	1.087,5	281,9	805,5	DEZ-MAR
	Gleba Celeste	1.153,5	257,7	895,8	DEZ-MAR
	Matupá	1.207,9	286,0	921,9	DEZ-MAR
	Nova Xavantina	918,4	265,5	652,9	DEZ-MAR
	Padre Ricardo Remetter	746,7	353,3	393,4	DEZ-MAR
	Poxoréo	1.080,7	310,3	770,4	DEZ-MAR
	Rondonópolis	834,1	379,3	454,8	DEZ-MAR
São José do Rio Claro	1.095,1	244,1	851,0	DEZ-MAR	
Paraná	Campo Mourão	704,7	404,7	300,0	DEZ-MAR
	Castro	611,1	247,9	363,2	DEZ-MAR
	Curitiba	645,8	285,4	360,4	DEZ-MAR
	Iratí	571,5	301,5	270,1	JAN-ABR
	Ivaí	593,2	313,4	279,8	DEZ-MAR
	Londrina	784,2	370,1	414,1	NOV-FEV
	Maringá	755,8	441,1	314,8	DEZ-MAR
Paranaguá	1.144,7	330,0	814,7	DEZ-MAR	

Estado	Município	Σ Prec. ²	Σ Evap. ³	Bal_PE ⁴	Período ⁵
					mm
Rio Grande do Sul	Bagé	519,6	295,1	224,6	ABR-JUL
	Bento Gonçalves	624,3	353,0	271,3	JUL-OUT
	Bom Jesus	617,0	245,3	371,7	JUL-OUT
	Caxias do Sul	654,4	354,9	299,5	JUL-OUT
	Cruz Alta	620,7	357,5	263,2	JUL-OUT
	Encruzilhada do Sul	575,0	242,7	332,3	JUL-OUT
	Lagoa Vermelha	618,1	356,8	261,3	JUL-OUT
	Passo Fundo	680,3	427,1	253,2	JUL-OUT
	Pelotas	428,6	223,9	204,7	MAI-AGO
	Porto Alegre	521,4	201,5	319,9	JUN-SET
	Rio Grande	410,5	245,5	164,9	MAI-AGO
	Santa Maria	547,0	229,8	317,2	ABR-JUL
	Santa Vitória do Palmar	429,2	221,6	207,6	MAI-AGO
	Santana do Livramento	449,4	221,6	227,8	ABR-JUL
	São Luiz Gonzaga	594,2	303,5	290,7	ABR-JUL
	Torres	570,9	284,5	286,4	JAN-ABR
	Uruguaiana	539,7	288,4	251,3	FEV-MAI
Santa Catarina	Araranguá	512,2	288,2	224,0	JUN-SET
	Caçador	554,9	324,2	230,6	JUL-OUT
	Campos Novos	681,6	327,0	354,6	ABR-JUL
	Chapecó	671,3	344,8	326,4	ABR-JUL
	Curitibanos	565,8	334,2	231,6	ABR-JUL
	Itá	700,4	328,7	371,7	JUN-SET
	Itajaí	724,9	467,0	257,9	JAN-ABR
	Ituporanga	591,7	312,1	279,6	JUL-OUT
	Lages	597,0	338,7	258,3	JUL-OUT
	Major Vieira	565,3	271,9	293,4	JUL-OUT
Ponte Serrada	872,7	557,7	315,0	ABR-JUL	

Estado	Município	Σ Prec. ²	Σ Evap. ³	Bal_PE ⁴	Período ⁵
					mm
Santa Catarina	Rio Negrinho	624,9	323,4	301,5	JUL-OUT
	São Joaquim	630,4	359,5	270,9	JUL-OUT
	São José	789,8	407,3	382,5	DEZ-MAR
	São Miguel do Oeste	714,3	393,6	320,7	MAR-JUN
	Siderópolis	1.517,9	540,9	977,0	DEZ-MAR
	Videira	783,8	495,1	288,6	ABR-JUL
	Xanxerê	557,7	224,5	333,2	JUL-OUT
	Urussanga	685,0	443,3	241,7	DEZ-MAR

Fonte: produzido pelos autores a partir do banco de dados meteorológicos do INMET, disponível em <https://bdmep.inmet.gov.br/> (MT, PR, RS) e Epagri/Ciram (SC), conforme publicado em Santa Catarina, (2021)¹.

¹Para converter balanço de precipitação para metros, dividir os valores da tabela por 1.000; ²Somatório das precipitações no período; ³Somatória da evapotranspiração no período; ⁴Balanço entre Precipitação e Evapotranspiração no período; ⁵Meses com maior balanço de precipitação no período de quatro meses sequenciais.

Embrapa

Suínos e Aves



MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA E
PECUÁRIA

