

Produção Animal e Recursos Hídricos

Tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos



Julio Cesar Pascale Palhares

Editor Técnico

Embrapa

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

Produção animal e recursos hídricos

**Tecnologias para manejo de resíduos
e uso eficiente dos insumos**

Julio Cesar Pascale Palhares
Editor Técnico

*Embrapa
Brasília, DF
2019*

Embrapa Pecuária Sudeste

Rodovia Washington Luiz, Km 234 s/nº
Fazenda Canchim
Caixa Postal 339
13560-970 São Carlos, SP
Fone: (16) 3411-5600

Responsável pelo conteúdo

Embrapa Pecuária Sudeste

Comitê Local de Publicações

Presidente

Alexandre Berndt

Secretária-executiva

Simone Cristina Méo Niciura

Membros

Maria Cristina Campanelli Brito

Emilia M. P. Camarnado

Milena Ambrosio Telles

Mara Angélica Pedrochi

Embrapa, Secretaria-Geral

Parque Estação Biológica (PqEB)
Av. W3 Norte (final)
70770-901 Brasília, DF
Fone: (61) 3448-4236
Fax: (61) 3448-2494
www.embrapa.br/livraria
livraria@embrapa.br

Responsável pela edição

Secretaria-Geral

Coordenação editorial

Nilda Maria da Cunha Sette

Supervisão editorial

Erika do Carmo Lima Ferreira

Revisão de texto

Jane Baptistone de Araújo

Ana Maranhão Nogueira

Normalização bibliográfica

Márcia Maria Pereira de Souza

Projeto gráfico e editoração eletrônica

Leandro Sousa Fazio

Capa

Paula Cristina Rodrigues Franco

1ª edição

Publicação digitalizada

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

Produção animal e recursos hídricos : tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos / Julio Cesar Pascale Palhares, editor técnico – Brasília, DF : Embrapa, 2019.

PDF (210 p.). : il

ISBN 978-85-7035-911-7

1. Água. 2. Produção animal. 3. Resíduo orgânico. I. Título. II. Embrapa Pecuária Sudeste.

CDD (21. ed.) 636.293

Autores

Aline Viancelli

Bióloga, doutora em Biotecnologia e Biociências, professora da Universidade do Contestado, Concórdia, SC

Airton Kunz

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

Arthur Carniato Sanches

Engenheiro agrícola e ambiental, doutor em Engenharia de Sistemas Agrícolas, professor da Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS

Augusto Hauber Gameiro

Engenheiro-agrônomo, doutor em Economia Aplicada, professor da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia/USP, Pirassununga, SP

Célia Regina Monte Baradi

Biomédica, doutora em Ciências Biológicas-Biologia Molecular, professora da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Celso Aita

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Danielle Moraes Amorim

Engenheira agrícola e ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda em Engenharia de Sistemas Agrícolas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, SP

Ezequiel Cesar Carvalho Miola

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS

Fernanda Lamede Ferreira de Jesus

Engenheira agrícola e ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda em Engenharia de Sistemas Agrícolas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, SP

Fernando Campos Mendonça

Engenheiro-agrônomo, doutor em Irrigação e Drenagem, professor da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, SP

Gislaine Fongaro

Bióloga, doutora em Biotecnologia e Biociências, professora da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Heitor Luis Santin Bazzo

Engenheiro-agrônomo, mestrando da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Helen Treichel

Engenheira de alimentos, doutora em Engenharia de Alimentos, professora da Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, RS

Janquieli Schirmann

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência do Solo, pós-doutoranda da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Jéssica Garcia Nascimento

Engenheira agrícola e ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda em Engenharia de Sistemas Agrícolas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, SP

Julio Cesar Pascale Palhares

Zootecnista, doutor em Ciências Ambientais, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

Luciano Colpo Gatiboni

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC

Maria Célia da Silva Lanna

Farmacêutica e bioquímica, doutora em Ciências-Microbiologia, professora da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG

Maria Elisa Magri

Engenheira sanitária e ambiental, doutora em Engenharia Ambiental, professora da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Maria Paz Tieri

Engenheira-agrônoma, professora adjunta da Universidade Tecnológica Nacional, Faculdade Regional de Rafaela, Santa Fe, Argentina

Ricardo Morales

Economista, mestre em Ciências, diretor da Consultoria AgroDer, Cidade do México, México

Rodrigo da Silveira Nicoloso

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

Rogério Gonzatto

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Rosemar de Queiroz

Engenheira ambiental e sanitarista, mestre em Ciência do Solo, doutoranda da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Sandro José Giacomini

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Stefen Barbosa Pujol

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Veronica Charlon

Engenheira-agrônoma, mestre em Gestão da Qualidade e Ambiental, pesquisadora do Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuária, Rafaela, Santa Fe, Argentina

Apresentação

Ao longo de sua história, a Embrapa Pecuária Sudeste dedicou-se a ações de pesquisa, desenvolvimento e inovação, caracterizadas pelo pioneirismo e por proporcionar significativos impactos ambientais, sociais e econômicos para os setores produtivos e para sociedade brasileira. O desenvolvimento da produção animal baseado na conservação dos recursos naturais também faz parte da Unidade, e o manejo dos recursos hídricos na produção animal constitui uma das temáticas de pesquisa com relevante histórico de contribuição pela equipe de pesquisadores.

A obra *Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos* é mais uma das contribuições que a Embrapa Pecuária Sudeste oferece à comunidade científica e à sociedade brasileira. Trata-se de uma obra única na literatura nacional, redigida por pesquisadores brasileiros e estrangeiros, que traz o que há de mais atual em relação a práticas, processos e tecnologias que podem ser utilizadas pelos setores de produção animal, a fim de promover a eficiência hídrica e ambiental dos sistemas de produção pecuários. A obra também pontua os desafios hídricos e ambientais presentes e futuros, a fim de que as instituições de pesquisa e os setores público e privado tenham subsídios para delinear, propor e implementar programas e políticas que promovam a produção de produtos de origem animal com qualidade ambiental.

A água é elemento fundamental para manutenção da vida em nosso planeta e para produção de alimentos. Informações e conhecimentos que promovam a conservação desse recurso em quantidade e com qualidade irão garantir o bem-estar social, os benefícios econômicos da agropecuária e as seguranças hídrica e ambiental dos sistemas de produção.

Rui Machado

Chefe-Geral da Embrapa Pecuária Sudeste

Prefácio

A sociedade em seu processo de evolução determina novos valores para embasar as decisões relacionadas ao consumo de alimentos, bens e serviços. O valor ambiental é um dos que têm sido considerados nas escolhas de quais alimentos consumir. A sociedade hoje apresenta ao setor agropecuário preocupações relacionadas à consideração de aspectos como eficiência hídrica do produto, forma de uso da terra e emissões de gases na produção, no processamento e na distribuição do alimento. Respostas a essas questões devem ser dadas com base no conhecimento científico, considerando as várias visões dos atores que compõem os complexos agroindustriais.

A produção animal, atividade geradora não só de proteína de qualidade, mas também de vários outros produtos e serviços fundamentais para a economia e para o bem-estar social, constitui uma das atividades agropecuárias mais contestadas quanto ao seu impacto ambiental e, particularmente, à forma como utiliza a água. Portanto, os atores do complexo agroindustrial da carne têm a responsabilidade de desenvolver ações que promovam a eficiência hídrica da atividade, bem como de compartilhar experiências com a sociedade e compactuar com as diretrizes hídricas.

Esta obra traz experiências hídricas do Brasil, da Argentina e do México, mostrando como esses países lidam com água e produção animal.

Considerando que o manejo mais comum dos resíduos animais é o uso deles como fertilizante, dois capítulos abordam esse tema, apresentando a experiência do estado de Santa Catarina e os potenciais impactos que esse manejo pode representar para a qualidade das águas, do ar e do solo.

A água constitui um recurso natural finito, e seu reúso deve ser considerado como prática fundamental para sua conservação. Três capítulos abordam essa temática, nos quais, partindo do conceito de Saúde Única, apresentam-se as tecnologias de tratamento disponíveis para viabilizar o reúso com segurança ambiental e sanitária e a fertirrigação como possibilidade de ciclagem de água e nutrientes.

Por fim, os capítulos restantes propõem novas visões e abordagens da produção animal pelo conceito de metabolismo industrial, que possibilita uma visão sistêmica de todos os elos, identificando oportunidades e fragilidades que devem ser trabalhadas, a fim de agregar valor ambiental à atividade.

O Brasil dispõe de uma condição de conforto hídrico que é rara no mundo. Isso não significa que teremos, infinitamente, água para todos e para tudo. Cada região apresenta necessidades específicas, e a água deve estar disponível em quantidade e qualidade para as diversas demandas de determinada unidade hidrográfica. Portanto, a condição de conforto hídrico deve ser gerenciada, utilizando-se todos os instrumentos de gestão hídrica. Por isso, a produção animal cada vez mais terá de internalizar e exercitar o manejo hídrico em sua rotina produtiva, refletir sobre como promover a eficiência hídrica dos seus produtos e serviços e comunicar para a sociedade suas ações.

A máxima é antiga: não existe produção de alimento sem disponibilidade de água em quantidade e com qualidade. Mas o antigo nunca foi tão moderno e determinante para o futuro. Se a água é fator produtivo vital para o sistema de produção animal, sua falta pode representar o colapso do sistema.

Desejo que a leitura da obra instigue, provoque e faça com que cada leitor(a) dê sua contribuição para promover o uso mais eficiente da água pelas atividades pecuárias, pois é verdade, cada gota importa!

Julio Cesar Pascale Palhares
Editor técnico

Sumário

Capítulo 1

Uso da água na produção de leite na Argentina | 13

Capítulo 2

Uso de recursos hídricos no setor pecuário do México | 33

Capítulo 3

Consumo de água na produção animal brasileira | 53

Capítulo 4

Uso de dejetos animais como fertilizante: impactos ambientais e a experiência de Santa Catarina | 79

Capítulo 5

Uso agrícola de dejetos de animais como fertilizante: emissões gasosas de nitrogênio e medidas mitigatórias | 99

Capítulo 6

Desafios sanitários no reúso de efluentes da produção animal no contexto Saúde Única | 127

Capítulo 7

Tecnologias para tratamentos de efluentes da produção animal visando ao reúso de água | 147

Capítulo 8

Uso de água residuária da produção animal em fertirrigação | 163

Capítulo 9

A abordagem do metabolismo industrial para análise da relação entre a água e a produção animal | 191

Uso da água na produção de leite na Argentina

Veronica Charlon ■ Maria Paz Tieri

Introdução

A água e o solo, recursos fundamentais para a agricultura e pecuária, estão intrinsecamente relacionados com os atuais desafios da sociedade: a insegurança alimentar, a pobreza, a adaptação e a mitigação das mudanças climáticas, a degradação e o esgotamento dos recursos naturais e a manutenção da biodiversidade.

Os cenários futuros indicam que a demanda global de água irá aumentar, especialmente nos países em desenvolvimento, não apenas pelo crescimento das populações humanas, mas também pelo aumento da produção industrial e do poder de compra. Esse fato ocasionará maior consumo de energia, bens e alimentos, especialmente produtos de origem animal. Assim, espera-se um aumento no uso doméstico, industrial e agropecuário da água, intensificando a escassez do recurso em áreas vulneráveis. Isso pode ocorrer até mesmo em regiões com elevada precipitação, onde a densidade populacional e a atividade econômica forem altas (United Nations Environment Programme, 2008). Assim, as presentes e futuras demandas de água para as produções agropecuárias exercerão crescente pressão sobre os recursos naturais (Bruinsma, 2009).

A produção de produtos agropecuários é a responsável pelo maior consumo de água doce no planeta (Hoekstra et al., 2014). A atividade representa cerca de 70% das retiradas de água doce no mundo e é considerada uma das principais causas de sua escassez.

A pecuária é uma das principais fornecedoras de alimentos para a população mundial e, portanto, é grande consumidora de recursos naturais. O setor compete cada vez mais com recursos escassos, como terra, água e energia, ocasionando, simultaneamente, efeitos potencialmente nocivos sobre o meio ambiente e a saúde.

Ademais, os mercados pressionam os sistemas de produção para produzirem em maior volume e com maiores produtividades, promovendo processos de intensificação (Manazza, 2012).

No entanto, os sistemas de produção animal estão recebendo atenção da comunidade científica e do público em geral, já que geram consequências, como: perdas de nutrientes, emissões de amônia, metano e outras substâncias, excreções de nitrogênio e fósforo através dos resíduos e degradação de recursos naturais (Steinfeld et al., 2006). De acordo com a FAO (2012), a pressão sobre os recursos naturais, incluindo os associados a sua degradação, continuará a aumentar, embora a um ritmo mais lento do que no passado, desde que sejam simultaneamente introduzidas tecnologias e implementadas decisões políticas e regulamentares.

A produção agropecuária e, em particular, a produção láctea consomem grandes volumes de água, direta e indiretamente. A maioria dos estudos concorda que, embora exista disponibilidade total de recursos hídricos no planeta para atender as demandas da produção de alimentos, a disponibilidade geográfica desse recurso é desigual, inclusive dentro de um mesmo país.

Na Argentina, nos últimos anos, como em outros países produtores de leite, o setor primário passou pelos processos de concentração e especialização produtiva. Com isso, cresce a preocupação em relação às consequências ambientais da produção animal intensiva. Verifica-se na zona central argentina um processo de intensificação e reordenamento da produção animal, a fim de manter sua competitividade (Charlon et al., 2015).

A oferta de água doce não depende apenas das chuvas, que podem variar muito, mas também da sua gestão e distribuição e do grau de poluição dos recursos hídricos. Entre 1900 e 2005, observou-se aumento significativo da precipitação nas partes orientais das Américas do Norte e do Sul, norte da Europa e norte e centro da Ásia. Secas mais intensas e mais longas foram observadas, particularmente, nos trópicos e subtropicais desde a década de 1970. É muito provável que, nos últimos 50 anos, dias frios, noites frias e geadas tenham sido menos frequentes na maioria das áreas terrestres do que dias e noites quentes (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007).

Estudos recentes têm destacado a quantidade consumida de água pela produção animal, já que, atualmente, em muitas regiões, a sustentabilidade, é um aspecto fundamental para a gestão e para as políticas relacionadas aos recursos naturais. Dessa forma, é necessário considerar como o uso da água para a produção animal influencia a escassez do recurso (Doreau et al., 2012).

É particularmente importante conhecer a distribuição e as demandas de água na produção animal. De acordo com relatório das Nações Unidas, a disponibilidade hídrica poderá se tornar o principal fator limitante para o crescimento do setor agroalimentar (FAO, 2012). Em países como a Argentina, a pegada hídrica (PH) do setor agropecuário constitui um componente crítico e determinante para avaliar a disponibilidade, uma vez que a produção primária representa a maior porcentagem da pegada. Estudos sobre a sustentabilidade ambiental dos sistemas de produção de leite são recentes na Argentina, e o interesse sobre o impacto desse sistema nos recursos hídricos está crescendo.

Por esse motivo, quantificar a PH dos produtos agropecuários e identificar os pontos-chave do consumo de água ao longo da cadeia produtiva são os primeiros passos para atuar na redução das pressões sobre as fontes de água, promovendo o bom uso do recurso.

No presente trabalho, incluem-se resultados de estudos realizados a fim de se obter informações sobre: o uso e o consumo de água nos estabelecimentos leiteiros; as determinações e análises da PH dos diferentes sistemas produtivos e bacias leiteiras; a determinação da metodologia que melhor se adapta às condições da Argentina; e a identificação dos processos nos quais se pode fazer uso eficiente de água.

Avanços na determinação do uso de água em fazendas leiteiras

Na Argentina, realizou-se pesquisa em 114 fazendas leiteiras da região pampeana, nas províncias de Buenos Aires, Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba, La Pampa e San Luis, durante o ciclo de produção 2014/2015, a fim de identificar e avaliar as relações entre o uso da água e dos insumos e as práticas de manejo (Charlon et al., 2017).

Foi aplicado um questionário com perguntas que consideravam todos os aspectos relacionados à gestão dos resíduos efluentes, insumos, tipo de dieta, instalações de ordenha (tempo de uso, características, equipamentos) e uso da água. Os consumos diários de água ($L \text{ dia}^{-1}$) foram obtidos por equações:

$$lmo = 27,75 \text{ ndo} + 134,4$$

$$ltr = 0,0403 \text{ ct} + 11,153$$

$$lpc = 6 \text{ psl}$$

$$rdo = 2 \text{ ub}$$

Em que:

lmo = limpeza do maquinário de ordenha ($L \text{ dia}^{-1}$);

ndo = unidades de ordenha;

ltr = limpeza do tanque de resfriamento ($L \text{ dia}^{-1}$);

ct = capacidade do tanque (L);

lpc = lavagem do piso de concreto ($L \text{ dia}^{-1}$);

psl = piso a ser limpo (m^2);

rdo = rotina de ordenha ($L \text{ dia}^{-1}$);

ub = número de úberes

A água consumida pela placa de resfriamento não foi considerada.

Para o cálculo do consumo de água de dessedentação das vacas leiteiras, utilizou-se a equação proposta pelo National Research Center (2001):

$$cad = 1,58 \text{ cms} + 0,90 \text{ Lt} + 0,05 \text{ cna} + 1,20 \text{ t}^{\circ}min + 15,99$$

Em que:

cad = consumo de água de dessedentação;

cms = consumo de matéria seca ($kg \text{ dia}^{-1}$);

Lt = leite ($kg \text{ dia}^{-1}$);

cna = consumo de sódio ($g \text{ dia}^{-1}$);

$t^{\circ}min$ = temperatura mínima média do local ($^{\circ}C$).

Do total de propriedades participantes, 41% eram da província de Santa Fe, 30% de Córdoba, 22% de Buenos Aires e 7% de Entre Ríos. Por análise multivariada, três grupos (G) foram identificados de acordo com suas práticas de manejo

de resíduos e efluentes. A Tabela 1 mostra as características dos estabelecimentos pesquisados e algumas variáveis relacionadas ao consumo de água e à produção de efluentes.

Tabela 1. Principais indicadores de produção e de uso da água, para cada um dos grupos de estabelecimentos analisados.

Parâmetro	Grupo 1 (n ⁽¹⁾ = 31)		Grupo 2 (n ⁽¹⁾ = 30)		Grupo 3 (n ⁽¹⁾ = 53)	
	Média	DP ⁽²⁾	Média	DP	Média	DP
Característica produtiva						
Vacas em lactação (VL) Uni	132,0	101,0	133,0	116,0	167,0	92,0
Vacas totais (VT) Uni	159,0	121,0	159,0	132,0	207,0	113,0
Área da propriedade (ha)	178,0	119,0	230,0	153,0	223,0	139,0
Produção de leite (kg dia ⁻¹)	15,0	6,0	17,0	6,0	17,0	5,0
Carga animal (VT por hectare)	1,4	0,5	1,3	0,6	1,5	0,4
Consumo de matéria seca ⁽³⁾	18,0	2,0	19,0	2,0	19,0	2,0
Idade dos equipamentos de ordenha (anos)	16,0	8,0	15,0	10,0	11,0	7,0
Idades das instalações de ordenha (anos)	20,0	15,0	18,0	10,0	14,0	11,0
Uso da água						
Consumo de água nos tanques de resfriamento (L dia ⁻¹)	890,0	1.609,0	874,0	1.117,0	1.323,0	1.269,0
Consumo de água dos equipamentos de ordenha (L dia ⁻¹)	1.021,0	27,0	1.023,0	21,0	1.032,0	23,0
Consumo de água na lavagem do piso de concreto (L dia ⁻¹)	1.222,0	1.302,0	1.388,0	926,0	1.880,0	1.767,0
Consumo de água na rotina de ordenha (L dia ⁻¹)	263,0	201,0	265,0	233,0	333,0	185,0
Consumo de água (L dia ⁻¹ por VL)	34,0	21,0	36,0	19,0	32,0	16,0
Estimativa de efluentes gerados (L dia ⁻¹)	3.397,0	2.626,0	3.550,0	1.552,0	4.533,0	2.261,0

⁽¹⁾ n = número de fazendas leiteiras de cada grupo. ⁽²⁾ DP = desvio-padrão. ⁽³⁾ Consumo (kg) de matéria seca por vacas em lactação.

O G1 diferenciou-se por ser o agrupamento dos 31 estabelecimentos que não responderam e/ou não implementaram nenhuma prática para o gerenciamento de seus efluentes. Em contrapartida, o G3 (53 fazendas leiteiras) possuía lagoas para o armazenamento dos efluentes (93% respondentes) e planejava a reutilização por recirculação para lavagem de pisos (4%) e/ou sob a forma de irrigação (92%). A frequência da distribuição dos efluentes nas fazendas do G3 era planejada em 47% dos casos e variava de menos de 7 dias (13%), de 7 a 30 dias (15%), de 60 a 180 dias (13%) e mais de 365 dias (6%). Também no G3 estavam as fazendas que possuíam algum tipo de sistema de retenção de sólidos antes das lagoas (93%) e que recuperavam os resíduos sólidos das canaletas de alimentação (93%). Os estabelecimentos do G2, embora armazenassem os efluentes em lagoas (90%), não tinham infraestrutura ou um plano de manejo de efluentes.

As fazendas com menor produção leiteira eram as que possuíam instalações e equipamentos mais antigos, além de apresentarem maior consumo de água e manejo ineficiente dos efluentes. Porém, as com maiores produtividades também apresentaram as melhores práticas de manejo de resíduos e uso de água. Conclui-se que é necessário continuar investigando e divulgando estratégias para a adoção de práticas e tecnologias que visem à gestão da água.

Avanços na determinação da pegada hídrica de fazendas leiteiras

Nos últimos anos, a preocupação da sociedade aumentou em relação aos impactos que as atividades humanas podem causar nos recursos hídricos, incentivando a necessidade de se estabelecer indicadores que mostrem a intensidade com que a humanidade usa esses recursos. A PH é uma das ferramentas metodológicas que podem fornecer informações para gerenciamento de água. Da PH total do setor agropecuário no mundo, 29% estão relacionados à produção de produtos de origem animal e um terço desse valor está relacionado à produção de bovinos (Mekonnen; Hoekstra, 2012).

Por sua natureza, os sistemas de produção de leite se destacam pela intensidade do uso da água, assim vários estudos avaliaram a PH dos produtos lácteos (Ridoutt; Pfister, 2010; Hoekstra et al., 2011; De Boer et al., 2012; Zonderland-Thomassen; Ledgard, 2012; Manazza; Charlón, 2013).

A PH é definida pela Water Footprint Network (WFN) como o volume total de água consumido ao longo de toda a cadeia de fornecimento de um produto. O valor total da PH de um produto de origem animal é composto pela água evapotranspirada pelas culturas vegetais utilizadas como alimento para o animal (água verde), os consumos das águas subterrâneas e superficiais (água azul) e o consumo de água para assimilar às descargas de efluentes (água cinza) (Hoekstra et al., 2011). Enquanto as águas verde e azul representam a água consumida, a água cinza é calculada a partir de emissões de elementos e, por isso, ela é mais bem representada e/ou avaliada por outras metodologias com foco na análise do ciclo de vida (ACV) (Pfister et al., 2009; Murphy et al., 2017).

Como os estudos de ACV ISO 14046 (International Organization for Standardization, 2014) não incluem água verde, e a água cinza é calculada a partir de outras abordagens (eutrofização, acidificação, etc.), não é possível comparar diretamente as duas metodologias (WFN versus ACV). Consequentemente, isso causa dificuldades na interpretação e compreensão dos resultados obtidos em ambos os métodos.

Atualmente, há esforços para padronização dos procedimentos para o cálculo da PH dos produtos de origem animal. Em termos gerais, entre os países desenvolvidos e os países em desenvolvimento, há diferenças nos valores das PHs das diferentes estruturas produtivas e relações de suas respectivas cadeias agroalimentares.

Abordagem da Water Footprint Network (WFN)

Avaliação da pegada hídrica de sistemas de produção de leite de três bacias produtivas

A PH de três sistemas leiteiros representativos das principais bacias produtivas de Santa Fe, La Pampa e San Luis foi avaliada de acordo com os diferentes níveis de

intensificação, escala produtiva e uso de água (Manazza; Charlon, 2013). O objetivo do trabalho foi determinar e comparar a eficiência de uso da água dos sistemas produtivos de cada bacia de três regiões (central úmida, subúmida e semiárida), para diferentes cenários de intensificação. A eficiência do uso de água verde e azul foi avaliada utilizando a metodologia da Water Footprint Network (WFN) (Hoekstra et al., 2011). Os inventários do consumo de água da produção de volumoso e de grãos foram determinados de acordo com a metodologia desenvolvida por Hoekstra et al. (2011), utilizando o modelo Agroecoindex. O conteúdo de água virtual dos suplementos alimentares e a determinação do consumo de água de dessedentação dos animais foram obtidos no banco de dados Agroecoindex. Também foram consideradas as diferentes eficiências de cada um dos sistemas de irrigação. Em cada sistema produtivo, foram feitas medições dos consumos de água dos processos de pulverização de agroquímicos e de rotina de ordenha.

O consumo de água para produção dos alimentos fornecidos aos animais foi o principal determinante do valor da PH, explicando mais de 97% de seu valor. Os maiores volumes de consumo de água ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$) se deram na produção de matéria seca das forragens e na suplementação de alimentos de origem externa. A maior eficiência de uso da água foi observada nos sistemas intensivos, revelando que a maior produtividade do sistema compensa a intensidade do uso da água. A eficiência hídrica na bacia de San Luis foi de 983 L de água por litro de leite para o sistema intensivo de pequena escala (intensivo); 782 L de água por litro de leite para o sistema industrial de La Pampa e 915 L de água para o sistema modal da bacia de Santa Fe. A eficiência em relação ao sistema representativo de cada bacia (modal) foi de 55% em San Luis, 24% em La Pampa e 22% em Santa Fe.

As evidências mostram uma relação negativa entre produtividade por hectare e valor da PH. Ressalta-se a importância de intervenções para reduzir as lacunas tecnológicas, principalmente na região semiárida da Argentina, onde estas são maiores e a proporção da pegada azul no valor total excede 20%. Também se deve considerar a heterogeneidade dos sistemas produtivos nos cálculos da PH.

Como a produtividade de leite está associada ao grau de intensificação do sistema produtivo, observa-se que mesmo os sistemas de grande escala e intensivos no uso de recursos hídricos (irrigação) possuem valores mais baixos de PH. Isso se deve à eficiência dos sistemas de irrigação, à eficiência alimentar, às boas práticas de manejo e ao padrão genético dos animais.

Avaliação da pegada hídrica em fazendas leiteiras com diferentes níveis de intensificação

A partir da determinação das PHs dos sistemas de produção de leite nas províncias de Santa Fe e San Luis, identificaram-se os fatores que explicam a variabilidade na eficiência do uso da água (Charlon et al., 2015). Com base nos modelos de sistemas de produção desenvolvidos pelo Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Inta-SAGPyA), atualizados com referências técnico-regionais, foram construídos inventários de uso de água para três escalas de produção para Santa Fe – pequenos (P), médios (M) e grandes (G) – e um modelo com uso de irrigação em San Luis. A metodologia da WFN (Hoekstra et al., 2011) foi utilizada para determinar a Pegada Hídrica (PH) em termos de volume consumido por unidade de produto (PH) ($L\ kg^{-1}$ de leite) para as águas verde, azul e cinza. A unidade funcional foi 1 kg de leite corrigido (LC) para gordura e proteína e o fator de alocação (FA) foi $FA = 1 - (5,7717 R)$, em que R é a razão entre o total de quilogramas de carne vendida e 1 kg de LC comercializado, de acordo com IDF (International Dairy Federation, 2010). Foram utilizados os programas ClimWat 2.0 e Cropwat 8.0 (FAO, 1993, 1999) para os cálculos das águas verde e azul. O volume de água cinza foi determinado para os fertilizantes nitrogenados, efluentes e principais pesticidas, com base em Franke et al. (2013). De acordo com a ISO 14046 (International Organization for Standardization, 2014), foram computados o consumo de água de dessedentação animal, a produção de fertilizantes, a energia elétrica, os combustíveis, o transporte de alimentos, o uso em processos de aplicação de agroquímicos e a limpeza de equipamentos e as instalações de ordenha. O Índice de Estresse Hídrico (IEH) (Pfister et al., 2009) foi utilizado para avaliar o impacto da

PH na disponibilidade de água, e os resultados foram expressos na unidade funcional de água equivalente (H_2O -eq).

Em termos volumétricos, a água verde representou o maior componente da PH total, explicada principalmente pela produção de alimentos na fazenda – 69%, 80% e 66%, para os modelos Santa Fe P, M e G respectivamente, e 58% para San Luis (Tabela 2). A pegada cinza representou entre 1,5% e 4,0% da PH total. Em relação ao inventário de água azul, o maior consumo de água se deu na dessedentação animal,

Tabela 2. Parâmetros produtivos e valores de pegada hídrica nas províncias da região pampeana da Argentina.

Parâmetros produtivos e valores de pegada hídrica	Santa Fe Pequeno	Santa Fe Médio	Santa Fe Grande	San Luis
Vacas totais (VT) ⁽¹⁾	128	170	250	82
Superfície (ha)	90	120	190	119
Carga animal (VT por hectare)	1.4	1.42	1.84	0.69
Produção de leite por ano (kg de LC ⁽²⁾)	533.780	770.611	1.809.111	426.368
Produção diária (kg de LC por VL)	14	16	18	18
Pasto-silo-concentrado na dieta (%)	56-17-27	47-33-20	46-28-26	52-10-38
Irrigação (m^3 ano ⁻¹)	0	0	0	756.540
Índice de estresse hídrico (IEH)	0.0106	0.0106	0.0106	1
Fator de alocação (FA)	0.86	0.84	0.864	0.89
Pegada hídrica PH_{WFN} (verde + azul + cinza) (L kg^{-1} por LC)	1.343	1.280	1.025	2.502
Pegada verde (L kg^{-1} de LC)	1.316	1.239	998	1.446
Pegada azul (L kg^{-1} de LC)	7	6	5	959
Pegada Cinza (L kg^{-1} LC)	20	35	22	97
Impacto da Pegada Hídrica $WSc\ impact$ (L kg^{-1} de H_2O -eq no leite)	0.1802	0.1529	0.1335	1.591

⁽¹⁾Vaca total (VT) = vaca seca (VS) + vaca em lactação (VL). ⁽²⁾ LC = leite corrigido para gordura e proteína.

com participação crescente em relação à escala de produção em Santa Fe: G (82,7%), M (73%) e P (69%). A utilização de tecnologias de reutilização de água nos processos de ordenha é indispensável, podendo reduzir, em média, 32% o consumo de água azul. Isso também explica os baixos consumos por unidade funcional, que são decrescentes com a escala produtiva. No caso de San Luis, o uso de irrigação determina o valor final do consumo de água azul, e o uso da prática em uma região de elevada escassez hídrica ($WSI = 1$) aumenta o impacto do sistema produtivo na disponibilidade de água do local, considerando que $WSc = 1,591 \text{ L kg}^{-1} \text{ H}_2\text{O-eq}$ de leite.

Conforme indicado em estudos anteriores (Manazza, 2012; Manazza; Charlón, 2013), observa-se que os valores mais baixos de PH e água azul foram obtidos nos sistemas mais intensivos, evidenciando que as maiores produtividades por animal e por hectare compensam o maior consumo de água. Conclui-se que os impactos dos sistemas leiteiros na disponibilidade de água podem ser reduzidos com práticas e tecnologias que aumentem o uso eficiente da água de processos, otimizem a eficiência de conversão alimentar dos animais e reduzam as demandas de irrigação em áreas com baixa pluviosidade.

Abordagem da Análise de Ciclo de Vida

Quando se quer avaliar o impacto ambiental de um produto, é necessário se ter uma visão sistêmica, pois os passivos ambientais podem ser facilmente transferidos entre processos produtivos e regiões geográficas. É necessária uma visão de cadeia produtiva, na qual as avaliações de impacto ambiental dos produtos e os critérios de ecoeficiência contemplem todos os elos produtivos que constituem as diferentes fases do ciclo de vida dos produtos, ou seja, desde a extração e produção de matérias-primas até o consumo final. Uma das metodologias desenvolvidas para esse fim é chamada de Análise de Ciclo de Vida (ACV), validada por uma normativa ISO (Manazza, 2012).

Para identificar os estágios e/ou processos com o maior impacto no uso da água de cada região, elaboraram-se inventários de uso da água para os sistemas de

produção leiteira (Charlon et al., 2016). As regiões selecionadas foram: Centro de Santa Fe (SF), Buenos Aires Oeste (BA), Córdoba Villa María (CVM), Nordeste de Córdoba (CNE), Centro de Entre Ríos (ER), San Luis (SL), considerando a escala produtiva de cada região (Tabela 3). De acordo com a ISO 14046 (International Organization for Standardization, 2014), os consumos de água de dessedentação animal, do processo de ordenha (energia elétrica, rotina, limpeza de equipamentos e instalações), combustíveis e transporte de alimentos, uso na aplicação de fertilizantes e agroquímicos foram calculados em termos de volume consumido por unidade de produto (L kg⁻¹ de água de leite corrigido para gordura e proteína – LC) para cada sistema produtivo. A unidade funcional foi kg de LC e o fator de alocação (FA) = 1 - 5,7717R (em que: R = quilogramas de carne por quilogramas de leite), segundo IDF-IDF (International Dairy Federation, 2010).

Tabela 3. Características dos sistemas de produção de cada região⁽¹⁾.

Característica	SF	BA	CVM	CNE	ER	SL
Vaca total (VT) ⁽²⁾	132,0	654,0	233,0	231,0	45,0	65,0
Superfície (ha)	120,0	590,0	228,0	244,0	57,0	119,0
Produção individual anual (kg de LC ⁽³⁾ por vaca)	5.838,0	6.970,0	7.080,0	7.035,0	6.560,0	6.560,0
Produção anual (kg de LC)	770.611,0	3.533.605,0	1.649.715,0	1.625.117,0	295.178,0	426.368,0
Carga (VT por hectare)	1,42	1,1	1,29	1,20	0,96	0,69
Pastagem na dieta (%)	56,0	49,0	43,0	33,0	39,0	53,0
Ingestão diária de concentrado (kg de concentrado por VL)	3,65	6,0	6,7	7,7	3,8	6,8
Irrigação (ha)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0

⁽¹⁾SF = Centro de Santa Fe; BA = Buenos Aires Oeste; CVM = Córdoba Villa María; CNE = Nordeste de Córdoba; ER = Centro de Entre Ríos; SL = San Luis. ⁽²⁾Vaca total (VT) = vaca em lactação (VL) + vaca seca (VS). ⁽³⁾LC = leite corrigido para gordura e proteína.

Fonte: International Dairy Federation (2010).

A média de consumo de água azul foi de $5,81 \text{ L kg}^{-1}$ de água por LC, com um mínimo de 4,61 (BA e CNE) e um máximo de 7,86 (SL). Valores similares foram encontrados na literatura. Drastig et al. (2010) calcularam um consumo de $3,6 \text{ L kg}^{-1}$ de água azul por leite, sendo a água de dessedentação animal o consumo com maior representatividade. No Brasil, foram determinados os consumos de água azul de 3,5 L a 5,6 L de água por quilograma de leite. Embora as condições ambientais dos estudos sejam diferentes, também se deve considerar a quantidade de concentrado nas dietas, por ser um aspecto de grande influência no consumo de água dos animais (Palhares; Pezzopane, 2015).

A Figura 1 mostra os componentes da água azul para cada sistema produtivo. Os valores obtidos para o consumo de água azul, independentemente da região, mostram a importância do consumo de água de dessedentação, como componente de maior representatividade, com participação no consumo total, variando de 55% a 89%. Em seguida, aparece o consumo de água na ordenha, com destaque para a grande variabilidade entre as regiões: 11% (BA), 15% (CVM e CNE), 22% (SF), 26% (SL) e 40% (ER). O maior impacto sobre esses valores é devido ao consumo de água na rotina de ordenha e na limpeza das instalações, que dependem diretamente das características de cada sistema, das práticas

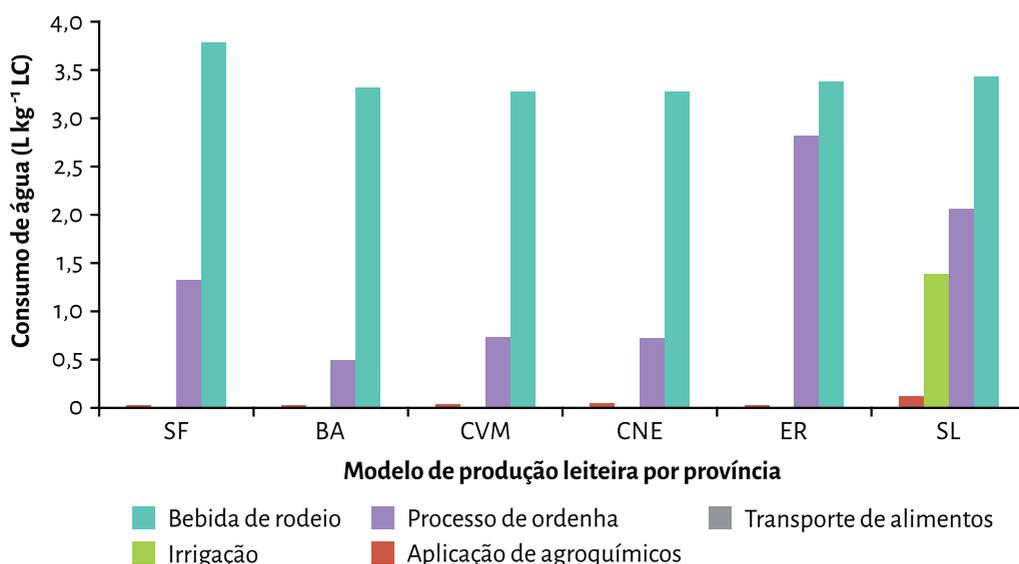


Figura 1. Consumo de água azul por uso para cada região de estudo (SF = Centro de Santa Fe; BA = Buenos Aires Oeste; CVM = Córdoba Villa María; CNE = Nordeste de Córdoba; ER = Centro de Entre Ríos; SL = San Luis).

de manejo e da produção de leite. Em relação ao consumo de água de irrigação, calculado apenas para SL, esse representou 18% do consumo total.

O estudo ressalta a importância de se identificar o consumo total de água e os pontos críticos para cada sistema de produção. Ao se incorporar estratégias de produção, como melhor conversão alimentar, eficiente uso de pastagens, correta perfuração de poços e boas práticas de manejo, é possível melhorar a eficiência de uso da água e diminuir os impactos ambientais negativos.

Abordagem Water Footprint Network versus análise do ciclo de vida

Existe grande diferença entre os métodos que avaliam o uso da água, principalmente no que diz respeito às águas verde e cinza. A abordagem da WFN inclui a água verde, enquanto a ACV tende a excluir a água verde ou incluir apenas a variação da água verde resultante das mudanças no uso da terra. Uma segunda diferença é o uso de água apresentado como volume de água ou como um índice de impacto do uso da água (equivalentes de H₂O). Uma terceira diferença é se a água que retorna a mesma bacia (por exemplo, na forma de urina) é considerada como consumo.

Para analisar a PH a partir das duas abordagens metodológicas (WFN e ACV), foi considerado um sistema comercial de produção de leite, a fim de identificar as diferenças e comparar os resultados com os estudos anteriores. A PH de um sistema de produção comercial localizado no EEA Rafaela (Inta) foi avaliada para o ciclo 2012/2013 (Charlon et al., 2014). O sistema possuía 211 vacas alimentadas com pastagens de alfafa e forragens conservadas (silagem de milho e de sorgo), representando 60% da dieta. O restante era fornecido na forma de alimentos concentrados. Os inventários do uso da água dos alimentos volumosos foram feitos usando os modelos Climwat e Cropwat. A unidade funcional foi litro de leite corrigido para gordura e proteína (LC). O fator de alocação (FA) entre produtos lácteos e coprodutos foi estabelecido segundo IDF (International Dairy Federation, 2010), pela seguinte fórmula:

$$FA_{\text{leite}} = 1-5,7717R$$

Em que:

R = quilograma de carne por quilograma de leite (Tabela 4)

Segundo o ISO International Organization for Standardization 14046, o indicador pegada de escassez hídrica (PEH) foi utilizado para a avaliação do impacto na disponibilidade de água. Foram calculados os consumos de água de dessedentação animal e de água azul para produção de fertilizantes, energia elétrica, combustíveis, transporte de alimentos, processos de aplicação de agroquímicos e limpeza de equipamentos e instalações. O índice de escassez hídrica (IEH) utilizado para cidade de Rafaela foi 0,0106 (Pfister et al., 2009) expresso em H₂O equivalente. A normalização para a média global do IEH (0,602) foi feita segundo Ridoutt e Pfister (2010).

A produção total do sistema foi de 1.542,7 t de LC. O valor de pagada obtido pela abordagem WFN foi de 833,9 L de água por litro de leite, semelhante ao obtido por

Tabela 4. Consumo de água do sistema produtivo de acordo com as duas metodologias expressas em litros de água por quilograma de leite corrigido para gordura e proteína (LC)⁽¹⁾ e pegada de escassez hídrica (PEH)⁽²⁾.

Atividade	Water Footprint Network ⁽¹⁾		Análise do ciclo de vida (ISO)	PEH ⁽²⁾
	Água Verde	Água Azul		
Produção de alimentos na fazenda	444,40	0,02	0,017	0,00029
Ingresso de animais (novilhas)	19,96	0,84	0,835	0,01470
Alimentos comprados	408,50	NC	0,008	0,00484
Dessedentação animal	NC ⁽³⁾	3,26	3,259	0,05738
Limpeza de instalações	NC	0,77	0,766	0,04191
Extras do processo (energia)	NC	0,50	0,049	0,00484
Subtotal	872,86	4,93	4,934	0,12396
Fator de alocação (FA)			0,95	
Subtotal	829,22	4,68		
Pegada hídrica total	833,90		4,687	0,11776

⁽¹⁾Valores dados por quilograma de leite por quilograma de LC

⁽²⁾Expressa em litros de água equivalente por LC.

⁽³⁾NC = não calculado.

outros estudos argentinos. Do total da PH, 99,4% correspondem à água verde, dos quais 54,0% provêm dos alimentos produzidos na fazenda e 46,0%, comprados. Pela abordagem da ISO/DIS International Organization for Standardization 14046:2014, o valor obtido foi de 4,69 L de H₂O por LC (abaixo dos valores relatados na bibliografia internacional). Desse total, 84% foram originários da dessedentação animal e 16% da limpeza. A razão para a diferença em relação aos estudos da literatura é o fato de, no sistema de produção em estudo, não haver o uso de irrigação. O valor da PEH foi consistente com os valores da PEH encontrados para o sistema leiteiros da região de Waikato (Nova Zelândia), sendo que 50% desse valor se refere à água de dessedentação. Tanto Rafaela quanto a região de Waikato apresentaram IEH similares (0,0106), que são considerados de baixo estresse hídrico (IEH < 0,2). A convergência entre as abordagens WFN e ACV se dá somente na avaliação da água azul. Portanto, é necessária uma interpretação específica para cada metodologia.

Considerações finais

A PH é estrategicamente importante do ponto de vista do comércio internacional. Atualmente, existem convenções internacionais e mecanismos comerciais que estabelecem diretrizes e, eventualmente, exercem pressões ou restrições quanto a padrões de qualidade e exigem cada vez mais a certificação dos processos de produção (Frank et al., 2014).

A água é um insumo fundamental na atividade leiteira. Seu uso é essencial nos diferentes estágios de rotina da ordenha, como na produção de alimentos para animais, na dessedentação e nos processos de limpeza e eliminação de resíduos. Portanto, é necessário expandir o conhecimento sobre sua eficiência de uso.

Por essa razão, é importante aprofundar os estudos sobre PH para os produtos de origem animal, a fim de se avaliar a eficiência de uso e o impacto da atividade no uso da água.

Do ponto de vista de programas e políticas, a PH é comparável à pegada de carbono. A concentração de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa na

atmosfera são indicadores que servem para avaliar os programas e as políticas de redução de emissões. No entanto, até o momento, a PH não é considerada um indicador de desempenho de programas e políticas (Ridoutt; Pfister, 2010).

A comunidade científica que trabalha com ACV, a partir do projeto Wulca/Setac (Guidelines... 2009), propôs premissas e indicadores a fim de se avançar nos cálculos de PH baseados na metodologia ACV. Recentemente, a ISO 14046:2014 estabeleceu um padrão internacional que especifica os princípios, requisitos e diretrizes relacionados à avaliação da PH de produtos e processos com base na metodologia ACV.

Em 2017, a IDF publicou um manual para o cálculo da PH dos produtos lácteos, com base em ACV. Também há uma iniciativa liderada pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) para a padronização de procedimentos de cálculo e análise da PH para produtos de origem animal. O resultado dessa iniciativa será a publicação de um manual em meados de 2018 (Charlon; Civit, 2016).

No entanto, há outros impactos a serem considerados para indicar limites ambientais, como as emissões de gases de efeito estufa e o uso da terra, e não apenas os cálculos de PH. Portanto, deve-se ter uma visão integral dos potenciais impactos ambientais do produto leite.

A água é um recurso escasso e deve ser conservado por todos os setores da economia de um país, incluindo a agricultura e a pecuária. Dessa forma, deve-se melhorar a eficiência de uso da água nos sistemas de produção leiteiros e, assim, contribuir para a conservação desse recurso.

Referências

BRUINSMA, J. **The resource outlook to 2050**: by how much do land, water use and crop yields need to increase by 2050? 33pp-Wxper meeting on How to Feed the World in 2050. Rome: FAO: ESDD, 2009. Disponível em: <http://81.47.175.201/flagship/attachments/resource_outlook_2050.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2018.

CHARLON, V. Y.; CIVIT, B. Directrices para la evaluación de la Huella del Agua para sistemas de producción ganaderos. In: ENCUESTRO ARGENTINO DE CICLO DE

VIDA, 5.; ENCUENTRO DE LA RED ARGENTINA DE HUELLA HÍDRICA, 4., 2016, Tucumán. [Resumen...] Tucumán: Enarciv, 2016.

CHARLÓN, V.; MANAZZA, J. F.; TIERI, M. P.; RODRÍGUEZ, C.; ENGLER, P. Huella hídrica en tambos según diferentes sistemas de producción. In: ENCUENTRO ARGENTINO DE CICLO DE VIDA, 4.; ENCUENTRO DE RED ARGENTINA DE HUELLA HÍDRICA, 3., 2015, Córdoba. [Resumen...] Córdoba: Enarciv, 2015. 75 p. Disponível em: <https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_enarciv_2015_-_actas.pdf#page=11>. Acesso em: 31 ago. 2018.

CHARLÓN, V.; TIERI, M. P.; CUATRIN, A. L. Uso del agua y gestión de los efluentes en la Argentina. **Publicación Miscelánea**, ano 5, n. 2, 2017. Información Técnica de Producción Animal.

CHARLÓN, V.; TIERI, M. P.; FRANK, F.; ENGLER, P. La Huella del agua en la producción primaria de leche en Argentina. **Publicación Miscelánea**, ano 4, n. 42, 2016. Información Técnica de Producción Animal.

CHARLÓN, V.; TIERI, M. P.; MANAZZA, F.; ENGLER, P.; PECE, M. A.; FRANK, F. Comparación de dos metodologías de cálculo de huella hídrica en un sistema de producción de leche de argentina. In: ENCUENTRO ARGENTINO DE CICLO DE VIDA, 3.; ENCUENTRO DE LA RED ARGENTINA DE HUELLA, 2., 2014, Córdoba. [Resumen...] Córdoba: Enarciv, 2014. Hídric Avances y estado de situación en análisis de ciclo de vida y huellas ambientales en Argentina.

DE BOER, I. J. M.; HOVING, I. E.; VELLINGA, T. V.; DE VEN, G. W. J. van; LEFFELAAR, P. A.; GERBER, P. J. Assessing environmental impacts associated with freshwater consumption along the life cycle of animal products: the case of Dutch milk production in Noord-Brabant. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 193-203, Jan. 2012.

DOREAU, M. S.; CORSON, S. G.; WIEDEMANN, S. Water use by livestock: a global perspective for a regional issue? **Animal Frontiers**, v. 2, n. 2, p. 9-16, Apr. 2012.

DRASTIG, K.; PROCHNOW, A.; KRAATZ, S.; KLAUSS, H.; PLOCHL, M. Water footprint analysis for the assessment of milk production in Brandenburg (Germany). **Advances in Geosciences**, v. 27, p. 65-70, 2010. DOI: 10.5194/adgeo-27-65-2010.

FAO. **World agriculture towards 2030/2050**. Rome, 2012. ESA Working Paper n° 12-03 June 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/esa/Global_persepctives/world_ag_2030_50_2012_rev.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2018

FRANK, F.; MONTERO, G.; RICARD, F.; SIROTIUK, V.; VIGLIZZO, E. **La huella de carbono en la agroindustria**. Anguil: Inta, 2014. 88 p.

FRANKE, N. A.; BOYACIOGLU, H.; HOEKSTRA, A. Y. **Grey water footprint accounting: tier 1 supporting guidelines**. [S.l.]: Unesco-LHE, 2013. 59 p. (Value of Water Research Report Series, 65).

GUIDELINES for social life cycle assessment of products. 2009. Disponível em: <http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/dtix1164xpa-guidelines_slca.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2018.

HOEKSTRA, A. Water for animal products: a blind spot in water policy. **Environment Research Letters**, v. 9, n. 9, Sept. 2014.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. London: Routledge, 2011. 192 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

INTERNATIONAL DAIRY FEDERATION. **A common carbon footprint approach for dairy sector: the IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector**. Brussels: IDF: FIL, 2010. 46 p. (Bulletin of the IDF, 445/2010).

INTERNATIONAL DAIRY FEDERATION. **The IDF guide to water footprint methodology for the dairy Sector**. Brussels: IDF: FIL, 2017. 72 p. (Bulletin of the IDF, 486/ 2017).

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14046**. Environmental management: water footprint-principles: requirements and guidelines. Geneva, 2014.

MANAZZA, J. F. **Cuantificación y valoración económica del uso consuntivo del agua en los principales productos de las cadenas lácteas de La Pampa y San Luis**. San Luis: Inta, 2012. 70 p.

MANAZZA, J. F.; CHARLON, V. Water use efficiency gap on dairy systems in humid and semiarid region of Argentina. In: INTERNATIONAL CONFERENCE OF RAMIRAN “RECYCLING OF ORGANIC RESIDUES IN AGRICULTURE: FROM WASTE MANAGEMENT TO ECOSYSTEM SERVICES”, 15th., 2013, França. **Proceedings...** França, 2013.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. A Global assessment of the water footprint of farm animal products. **Ecosystems**, v. 15, n. 3, p. 401-415, Jan. 2012.

MURPHY, E.; BOER, I. J. M. de; MIDDELAAR, C. E. van; N.M. HOLDEN, N. M.; SHALLOO, L.; CURRAN, T. P.; UPTON, J. Water footprinting of dairy farming in Ireland. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, part 2, p. 547-555, Jan. 2017. DOI:10.1016/j.jclepro.2016.07.199.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of dairy cattle**. 7th ed. Washignton, DC, 2001. 381 p.

PALHARES, P. J. C.; PEZZOPANE J. R. M. Water footprint accounting and scarcity indicators of conventional and organic dairy production systems, **Journal of Cleaner Production**, v. 93, Apr. 2015. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.01.035.

PFISTER, S.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. **Environmental Science Technology**, v. 43, n. 11, p. 4098-4104, 2009. DOI: 10.1021/es802423e.

RIDOUTT, B. G.; PFISTER, S. Reducing humanity's water footprint. **Environmental Science Technology**, v. 44, n. 16, p. 6019-6021, 2010.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; DE HAAN, C. **Livestock's long shadow**: environmental issues and options. Rome: FAO, 2006.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Vital water graphics**: an overview of the state of the world's fresh and marine waters. 2nd ed. Nairobi, 2008. Disponível em: <<http://www.grida.no/publications/vg/water2/>>. Acesso em: 16 Feb. 2012.

ZONDERLAND-THOMASSEN, M. A; LEDGARD, S. F. Water footprinting: a comparison of methods using New Zealand dairy farming as a case study2012. **Agricultural Systems**, v. 110, p. 30-40, July 2012.

Uso de recursos hídricos no setor pecuário do México

Ricardo Morales

Introdução

A produção de alimentos no mundo não está ocorrendo de forma sustentável, pois o ritmo em que as atividades agropecuárias consomem recursos naturais tem causado, em algumas regiões, a escassez hídrica, além de ser um contribuinte importante na aceleração das mudanças climáticas globais. Em todo o planeta, a produção de alimentos é a primeira causa de: desmatamento, por causa da mudança no uso da terra (80%); degradação dos solos (80%) (FAO, 2016); e consumo de água (93%) (Hoekstra; Mekonnen, 2011).

O México, na busca das seguranças alimentar e dos alimentos, não é uma exceção. Historicamente, diversos fatores têm contribuído para que as atividades agropecuárias também sejam promotoras de degradação ambiental e hídrica no país.

A seguir, traça-se um histórico pelo qual prescreve-se projeções e tendências futuras para a utilização de recursos hídricos no setor pecuário.

Mudanças de uso da terra

Na década de 1970, o Programa Nacional de Desmontes do México teve como objetivo suprimir 24 milhões de hectares de florestas e selvas, o equivalente a 12% do território nacional (Maldonado-Betanzos, 1976), para produção de alimentos (com ênfase na produção pecuária a pasto). Embora esse programa não tenha alcançado seu objetivo, a área destinada à produção de alimentos cresceu 25%. Essa tendência foi interrompida em 2000 e manteve-se estável até 2016 – cerca de 21 milhões de hectares (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, 2017).

Tecnificação e aumento das concessões de água para irrigação

A produção agrícola (tanto do consumo direto quanto indireto, como culturas forrageiras) sofreu um processo de tecnificação, no qual a área irrigada aumentou 25,8% neste século, passando de 4,8 milhões de hectares em 2000 para mais de 6 milhões de hectares em 2016 (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, 2017). Isso significa maior número de concessões para o uso da água e seus volumes associados com o objetivo de produzir alimentos.

Acordo de Livre Comércio da América do Norte: reconfiguração da produção agropecuária no México

Desde 1994, com o Acordo de Livre Comércio da América do Norte (Nafta), a área para produção de grãos (base da alimentação mexicana) e das culturas vegetais que dependem do regime natural de chuvas foi, no entanto, reduzida. A área dedicada à produção de milho reduziu de 9,1 milhões de hectares para 7,7 milhões de hectares entre 1994 e 2016. Paralelo a esse processo, houve aumento da área dedicada ao cultivo para exportação (a área de cultivo de tomate, por exemplo, aumentou de 445 mil hectares para 642 mil hectares entre 1994 e 2016) (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, 2017), que é mais dependente de concessões de água. Isso significa que as reservas físicas de águas subterrânea e superficial são cada vez mais utilizadas, ao mesmo tempo em que aproveitam menos o regime natural de chuva.

Produção agrícola e uso de fertilizantes químicos

O uso de fertilizantes químicos passou de 65,4% (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, 2011) para 69,1% (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera, 2016) da área total cultivada no país no período entre 2011 e 2016.

O impacto das políticas

Em todas as políticas e ações, a estratégia tem sido a mesma: aumento da produção agropecuária, desconsiderando a conservação dos ecossistemas e dos recursos

naturais, com ênfase nos recursos hídricos. Como resultado, em 2017, a alimentação de um mexicano exigia, em média, 2 mil metros quadrados de terra e 1,1 milhão de litros de água por ano (Vázquez Del Mercado; Lambarri, 2017).

Quase meio século depois, os resultados destas políticas e ações são:

- Escassez hídrica em 104 bacias hidrográficas (Comisión Nacional del Agua, 2016).
- Sobre-exploração de 105 aquíferos (Comisión Nacional del Agua, 2016).
- Uma parcela da população mexicana (20,1%) encontra-se ainda em condição de pobreza alimentar (Conselho Nacional de Avaliação da Política de Desenvolvimento Social, 2017).
- Importação de 32% dos alimentos consumidos no país.
- Residências sem água potável (1,7 milhão) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2017).
- Mais de 60% do território nacional (130 milhões de hectares) é cultivado com pastagem (99,6%) ou com forrageiras (0,4%).

As atividades agropecuárias são a principal usuária da água no México, 76,3% das concessões de água estão de posse do setor (Comisión Nacional del Agua, 2016). Portanto, as soluções dos problemas hídricos exigem a concentração de esforços no setor primário.

Consumo e produção de produtos pecuários no México

Evolução do consumo de produtos cárneos

Entre 1990 e 2013, o consumo per capita de carne no mundo (considerando carne bovina, aves, ovelhas, suínos e cabras) passou de 67,0 kg per capita para 81,5 kg per capita, representando um crescimento de 26% (Faostat, 2018). No mesmo período, esse aumento foi de 65% no México (67 kg para 111 kg ano⁻¹ por habitante) (Figura 1 e Tabela 1), e a população mexicana aumentou de 85 milhões para 122,5 milhões de habitantes, o que representou um aumento substancial no volume total de carne consumida.

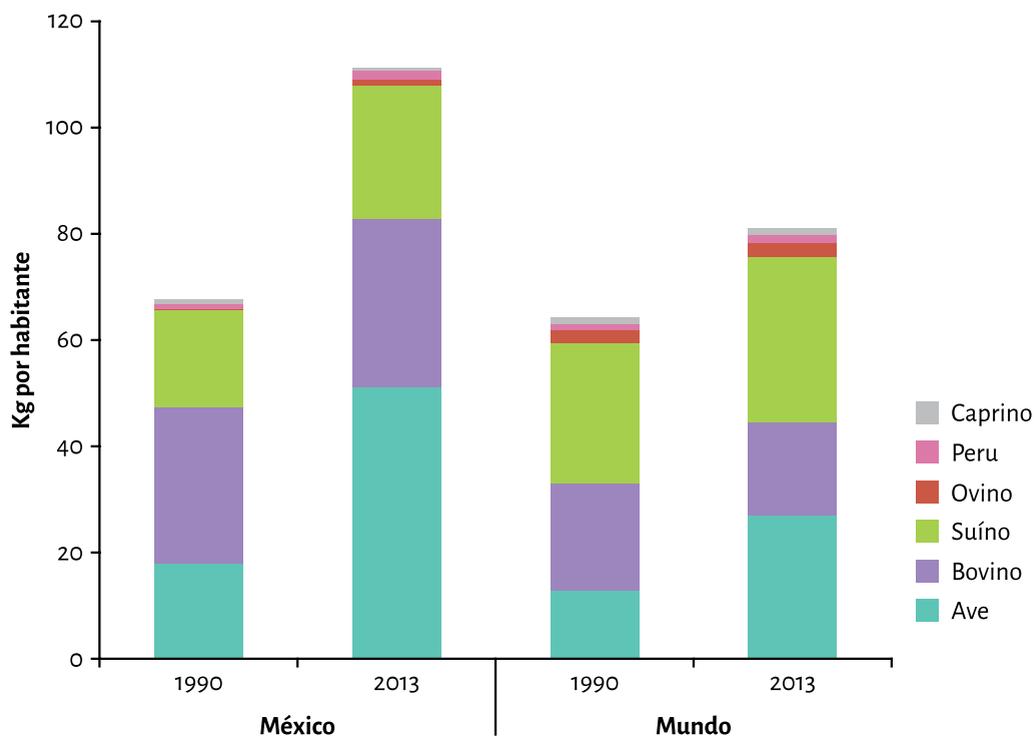


Figura 1. Crescimento do consumo de carne (kg por habitante) no México e no mundo entre 1990 a 2013.

Fonte: Adaptado de Faostat (2018).

Tabela 1. Consumo per capita de carne no México e no mundo entre 1990 e 2013.

Consumo per capita de carne por espécie no período de 1990 a 2013 (kg ano ⁻¹ por ano)												
Ano	Ave		Bovino		Caprino		Peru		Ovino		Suíno	
	México	Mundo	México	Mundo	México	Mundo	México	Mundo	México	Mundo	México	Mundo
1990	18,0	13,3	29,6	19,9	0,8	1,0	0,6	1,4	0,6	2,7	18,0	26,2
2000	37,2	19,1	31,9	18,2	0,7	1,2	1,6	1,7	1,0	2,5	21,5	28,7
2010	50,0	25,1	32,9	18,1	0,7	1,5	1,6	1,6	1,0	2,4	23,9	31,1
2013	51,4	26,9	31,6	17,7	0,6	1,5	1,5	1,6	1,0	2,4	25,2	31,5
Crescimento 1990-2013	186%	103%	7%	-11%	-23%	46%	152%	12%	72%	-11%	40%	20%

Fonte: Adaptado de Faostat (2018).

Produção pecuária no México

Durante esse mesmo período, a configuração da produção animal mexicana respondeu à dinâmica de consumo, aumentando significativamente em diversas regiões, tanto em termos de animal vivo, quanto em rendimento de carcaça e outros subprodutos (Tabela 2). Os maiores aumentos foram observados na produção de aves, ovos, ovelhas e leite.

Tabela 2. Evolução da produção animal no México entre 1990 e 2016, por espécie, produto e subproduto.

Produto	Espécie	Produção (t)				Crescimento (1990–2013) (%)
		1990	2000	2010	2016	
Animal vivo	Aves	947.856	2.330.231	3.369.915	3.798.928	301
	Bovinos	2.063.564	2.706.138	3.333.473	3.451.231	67
	Caprinos	75.445	76.480	87.777	77.090	2
	Peru		29.974	27.780	22.319	–
	Ovinos	53.386	65.316	108.658	117.862	121
Carnes	Aves	750.427	1.825.249	2.681.117	3.077.874	310
	Bovinos	1.113.919	1.408.618	1.744.737	1.878.705	69
	Caprinos	36.102	38.760	43.867	39.531	9
	Peru		23.485	20.852	16.759	–
	Ovinos	24.695	33.390	54.966	60.362	144
Outros produtos	Abelha (cera)	3.120	2.340	2.016	1.844	-41
	Abelha (mel)	66.493	58.935	55.684	55.358	-17
	Ovos	1.009.795	1.787.942	2.381.375	2.720.194	169
	Leite bovino	6.141.545	9.311.444	10.676.691	11.608.400	89
	Leite caprino	124.391	131.177	161.796	160.217	29
	Carneiro (lã)	4.517	4.176	4.683	4.854	7

Fonte: Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (2018).

Uso da água na produção animal mexicana

Disponibilidade natural, população e atividade econômica

A região Sudeste do México é a que apresenta maior oferta hídrica, com 69% da disponibilidade hídrica média de 13.097 m³ ano⁻¹ por habitante, mas apenas 23% da população reside na região, que produz apenas 13% do Produto Interno Bruto (PIB) do país. Entretanto, as regiões Central e Norte (as mais populosas e com maior participação no PIB) têm menor disponibilidade hídrica média de 1.753 m³ por habitante por ano (Figura 2).

Água concessionada para uso da produção animal

O volume de água concessionada no México para os diversos usos (agrícola, industrial, doméstico, público urbano, entre outros) é de 85.302 hm³. O setor agropecuário é o principal usuário de água no país, representando 76,3% do total concessionado. Destes, 218 hm³ por ano correspondem ao setor de produção animal, captados 28,5% de águas superficiais e 71,5% de águas subterrâneas.

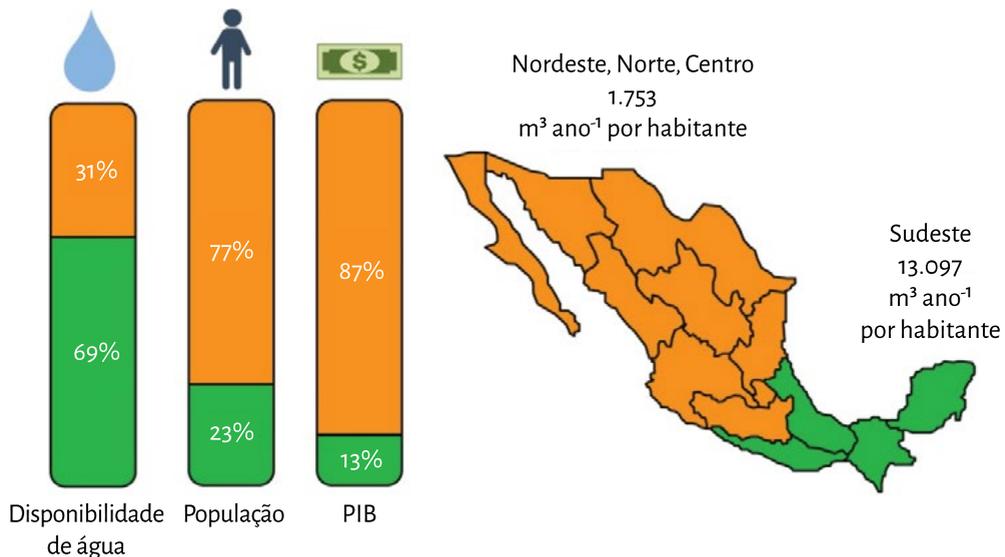


Figura 2. Distribuição da disponibilidade de água, população e Produto Interno Bruto do México.

Fonte: Vázquez Del Mercado e Lambarri (2017).

O volume concessionado está distribuído de forma heterogênea, como pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3. Volume de água concessionada, proporção do total nacional e espécies pecuárias relevantes por estado mexicano.

Estado	Volume concessionado		Produção animal relevante
	(hm ² ano ⁻¹)	Total nacional (%)	
Sonora	25.961.318	12	Aves e bovinos
Yucatán	19.321.951	9	Abelhas, aves, bovinos, ovinos e suínos
Colima	17.307.096	8	Abelhas
Durango	16.228.775	7	Abelhas, aves, bovinos e caprinos
Querétaro	15.992.429	7	Aves, bovinos, ovinos e suínos
Coahuila	15.087.041	7	Aves, caprinos e bovinos
Jalisco	14.683.919	7	Abelhas, aves, bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Chiapas	11.524.809	5	Abelhas, aves, bovinos e ovinos
Nuevo León	7.389.688	3	Aves, bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Tamaulipas	7.265.510	3	Abelhas, bovinos, caprinos e ovinos
Campeche	6.855.783	3	Abelhas, perus e ovinos
Aguascalientes	6.242.645	3	Aves, bovinos, ovinos e suínos
San Luis Potosí	5.851.766	3	Abelhas, aves, bovinos, caprinos e ovinos
Veracruz	5.312.725	2	Abelhas, bovinos, aves, caprinos, suínos e ovinos
Puebla	4.979.328	2	Abelhas, bovinos, aves, caprinos, suínos e ovinos
Guanajuato	4.955.094	2	Ave, bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Sinaloa	4.734.945	2	Aves, bovinos, caprinos e ovinos
Michoacán	4.101.247	2	Abelhas, aves, ovinos, caprinos, bovinos e suínos
Baja California Sur	4.083.449	2	Caprinos
Zacatecas	3.410.159	2	Abelhas, bovinos, caprinos e ovinos
Baja California	3.407.361	2	Bovinos e caprinos

Continua...

Tabela 3. Continuação.

Estado	Volume concessionado		Produção animal relevante
	(hm ² ano ⁻¹)	Total nacional (%)	
Estado do México	2.989.440	1	Abelhas, aves, ovinos, caprinos, bovinos e suínos
Chihuahua	2.641.576	1	Bovinos, caprinos e aves
Nayarit	2.261.919	1	Abelhas, aves e bovinos
Hidalgo	1.544.452	1	Abelhas, aves, bovinos, caprinos e ovinos
Oaxaca	1.183.041	1	Abelhas, bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Morelos	852.085	0	Abelhas e aves
Quintana Roo	766.754	0	Abelhas e ovinos
Tabasco	469.299	0	Aves e bovinos
Guerrero	403.432	0	Abelhas, bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Tlaxcala	249.216	0	Abelhas, aves, bovinos, caprinos, ovinos e suínos
Distrito Federal	0	0	Sem produção animal relevante
Total nacional	218.058.253	100	

Fonte: Adaptado de Comisión Nacional del Agua (2017) e Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (2018).

Das concessões de água para o setor pecuário, 75% estão concentradas em 12 estados, que, juntos, representam mais de 50% da produção nacional de ovos, aves, suínos, bovinos de leite e cabras de leite (Tabela 4).

Tabela 4. Percentagem da produção nacional pecuária nos 12 estados com maior número de concessões de água.

Espécie	Produto	Produção (%)	
		Doze estados com maior concessão de água para uso pecuário	Restante dos estados
Ave	Ovo	72	28
Ave	Animal vivo	58	42
Ave	Carne	58	42

Continua...

Tabela 4. Continuação.

Espécie	Produto	Produção (%)	
		Doze estados com maior concessão de água para uso pecuário	Restante dos estados
Suíno	Carne	56	44
Suíno	Animal vivo	56	44
Suíno	Leite	54	46
Caprino	Leite	53	47
Abelha	Cera	48	52
Abelha	Mel	48	52
Bovino	Carne	40	60
Bovino	Animal vivo	40	60
Caprino	Carne	27	73
Caprino	Animal vivo	26	74
Peru	Carne	23	77
Ovino	Carne	23	77
Ovino	Animal vivo	22	78
Peru	Animal vivo	22	78
Ovino	Lã	4	96

Fonte: Adaptado de Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (2018).

Pegada hídrica da produção animal no México

Perspectivas da produção

Em geral, o setor agropecuário é responsável por 94,0% da pegada hídrica (PH) mexicana, considerando os setores agropecuário, doméstico e industrial (Tabela 5). A PH da produção animal no México é de 26.800 hm³ ano⁻¹ (Vázquez Del Mercado; Lambarri, 2017), dos quais 25.900 hm³ correspondem aos sistemas de pastoreio e 900 hm³ aos consumos diretos da pecuária, representando 18,1% da PH nacional (somente as atividades agrícolas representam 73,0% da PH nacional). Deve-se ressaltar

Tabela 5. Pegada hídrica dos setores no México.

	(hm ³)	(%)	Verde	Azul	Cinza
Produção agrícola	108.372	73,0	77%	13%	10%
Pastoreio	25.916	17,4	100%	–	–
Consumo pecuário	995	0,7	–	100%	–
Produção industrial	2.864	1,9	–	7%	93%
Consumo doméstico	10.380	7,0	0	13%	87%
Pegada hídrica total (hm ³)	148.527	–	109.020	164.530	23.053
Pegada hídrica (%)	–	–	73	11	16

Fonte: Vázquez Del Mercado e Lambarri (2017).

que parte da produção agrícola se refere à produção de culturas forrageiras, que, se for diretamente atribuída à produção animal, aumentará, significativamente, o valor da PH do setor pecuário.

Embora o pastoreio consuma, exclusivamente, água verde, a produção de grãos forrageiros em algumas regiões do país consome parte da água azul, por causa do uso de irrigação para sistemas de produção animal semi-intensivos e intensivos.

Perspectiva de consumo

Entre os dez alimentos mais consumidos no México (Tabela 6), há cinco de origem agrícola (milho, trigo, açúcar, laranja e batata) e cinco de origem animal (leite, carne de frango, ovo, carne bovina e carne de porco) (Vázquez Del Mercado Arribas; Lambarri, 2017).

Como pode ser visto na Tabela 7, para os cinco principais produtos pecuários, a maior parte do consumo aparente é de origem nacional, o que significa que a maior parte da água consumida no processo de produção tem origem no país. Isso tem um impacto nas ações de gestão dos recursos hídricos.

Tabela 6. Dez alimentos com maior consumo per capita no México.

Local	Origem	Produto	Consumo		Origem dos alimentos	
			Consumo nacional aparente (CNA) – toneladas ⁽¹⁾	Per capita (kg ano ⁻¹) ⁽²⁾	CNA que se produz no México (%)	CNA que se produz no exterior (%)
1	Agrícola	Milho	29.234.325	116,3	75,53	24,47
2	Pecuário	Leite	10.997.853	74,7	99,64	0,36
3	Agrícola	Trigo	6.791.315	35,2	38,65	61,35
4	Agrícola	Açúcar	59.889.530	34,5	99,71	0,29
5	Agrícola	Laranja	4.902.802	33,5	99,38	0,62
6	Pecuário	Frango	3.682.409	30,1	77,19	22,81
7	Pecuário	Ovo	2.586.007	18,3	97,29	2,71
8	Pecuário	Carne bovina	1.853.531	15,3	91,15	8,85
9	Pecuário	Carne suína	1.711.356	15,2	75,00	25,00
10	Agrícola	Batata	1.724.467	14,9	94,42	5,58

⁽¹⁾ O consumo nacional aparente (CNA) foi calculado pela soma da produção nacional com as importações, subtraindo-se as exportações (também conhecido como disponibilidade aparente). ⁽²⁾ O consumo per capita é calculado dividindo-se o CNA entre a população total mexicana.

Fonte: Adaptado de Vázquez Del Mercado e Lambarri (2017).

Tabela 7. Pegada hídrica dos cinco principais produtos pecuários consumidos no México.

Produto	Pegada hídrica (PH) total (hm ³)				% Interna/Externa	
	PH Total Verde	PH Total Azul	PH Total Cinza	PH Total (hm ³)	PH Interna (%)	PH Externa (%)
Leite	17.411	1.474	1.287	20.172	100	0
Frango	14.318	1.302	1.742	17.362	89	11
Ovo	8.197	750	951	9.897	99	1
Carne bovina	28.890	1.437	1.171	31.497	93	7
Carne suína	10.042	1.266	1.104	12.412	82	18

Fonte: Adaptado de Vázquez Del Mercado e Lambarri (2017).

Embora o volume de consumo de leite integral seja o maior entre os cinco produtos, a maior PH é a da carne bovina (mais de 31.000 hm³ ano⁻¹), e 93% da água consumida na produção da carne é de origem nacional. Isso se deve a múltiplos fatores, como o sistema de produção, a dinâmica das espécies, a lógica comercial e a produção de subprodutos. Do restante dos produtos pecuários com consumo de água relevante, citam-se: a carne ovina, a carne de caprinos e os produtos lácteos.

A PH média de consumo do mexicano é de 1.978 m³ ano⁻¹, dos quais 47% correspondem ao consumo de proteína animal (equivalente a 928 m³ ano⁻¹) (Figura 3).

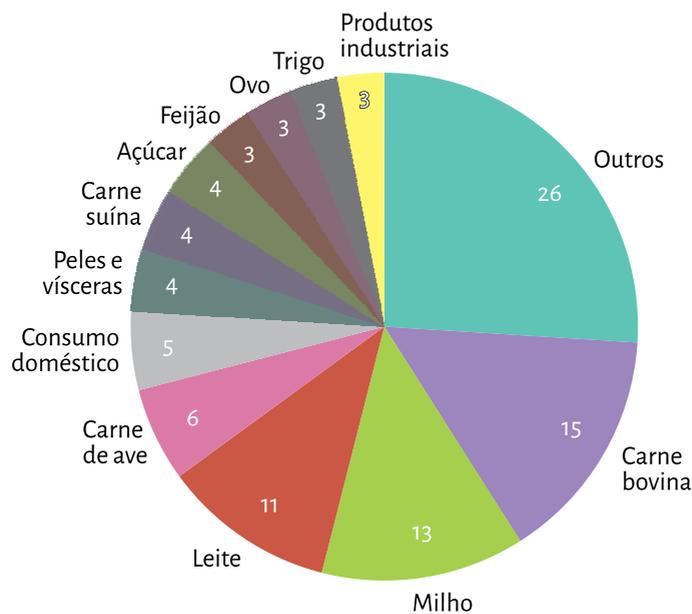


Figura 3. Pegada hídrica média de consumo do mexicano (%).

Considerações finais

No México, o consumo de produtos de origem animal cresceu acima das tendências mundiais. Projeções e tendências futuras apresentam um cenário semelhante, ou seja, tanto a população quanto o consumo de produtos animais continuarão a crescer.

Esse cenário, historicamente, tem causado graves consequências ambientais, como o desmatamento e o uso indevido da água. Os modelos de produção animal cresceram para abastecer as demandas, e a prioridade tem sido gerar volume, não produção sustentável, para atender os mercados e os produtores nacionais. No entanto, esse crescimento carece de uma visão holística e de políticas orientadas para o uso eficiente dos recursos naturais e, ao mesmo tempo, deve-se lembrar de que, mesmo com todo esse crescimento, 20% da população mexicana se encontra em condição de pobreza alimentar. Portanto, a produção não é sustentável nem suficiente, considerando as atuais condições de produção, distribuição, consumo e desperdício.

A demanda por produtos de origem animal aumenta à medida que a população cresce, e, conforme a produção aumenta, a pressão sobre os recursos hídricos também se torna maior. Grande proporção da PH de uma dieta típica mexicana (47%) equivale aos alimentos de origem animal; dessa forma, mudanças que os indivíduos façam em suas dietas terão grande impacto sobre as práticas produtivas, como exigir alimentos orgânicos, sem antibióticos e éticos. Já no uso dos recursos hídricos, preferencialmente, deve-se consumir produtos locais, que tenham menor PH e que sejam produzidos em uma região com vocação produtiva.

Além disso, as pessoas envolvidas nos temas de sustentabilidade, boas práticas agropecuárias, recursos naturais e questões relacionadas, deveriam divulgar e converter suas decisões diárias em ações que estejam de acordo com as metas e objetivos daquilo que falam e trabalham. Modificar a dieta para consumir menor quantidade de produtos de origem animal e ter alternativas alimentares como fonte de proteína são ações que podem inspirar mais pessoas, o que teria um impacto significativo nos recursos hídricos.

Influenciar a modernização das políticas públicas que impactam o setor de produção animal é de grande importância, especialmente para gerar mudanças de médio e longo prazo no país. É necessário ter um novo modelo para o uso sustentável da água, que inclua uma visão muito mais abrangente do que a predominante, considerando a gestão integral da água e a integração com outras dimensões, como:

o gerenciamento da paisagem, os fluxos ecológicos, a PH e a harmonização de todos os potenciais usos da água em uma determinada região.

A atual distribuição de concessões de água não é compatível nem com os volumes da produção animal, nem com a disponibilidade relativa de água nas bacias hidrográficas e nos aquíferos, por se basear nas necessidades produtivas e não nos volumes de água que podem ser utilizados de forma sustentável e eficiente.

A água doce é, afinal, um serviço ambiental fornecido pelos ecossistemas e pelo ciclo biogeoquímico no planeta. Todos dependem da água. Dessa forma, é necessário que se faça com que as demandas estejam congruentes com a dependência que se tem da água.

A produção sustentável de alimentos considerando os ecossistemas como uma prioridade é uma necessidade, de outra forma, satisfazer a fome implicará sede.

Referências

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA – CONÁGUA. **Estadísticas del Agua en México**, 2016. Ciudad de México: DEL, 2016. Disponível em: <http://201.116.60.25/publicaciones/EAM_2016.pdf>. Acesso em: 24 set. 2018.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA – CONÁGUA. **Estadísticas del agua en México**. 2017. México: Comisión Nacional del Agua, 2017. Disponível em: <http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf>. Acesso em: 7 dic. 2017.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA CONAGUA – CONÁGUA. **Nacional títulos y volúmenes de aguas nacionales y bienes inherentes por uso de agua**. México: Comisión Nacional del Agua, 2018. Disponível em: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/411565/NACIONAL_311018.pdf>. Acesso em: 7 dic. 2018.

COMISIÓN NACIONAL FORESTAL. **Estrategia Nacional REDD+**. Guadalajara, 2017. Disponível em: <<https://www.gob.mx/conafor/documentos/estrategia-nacional-redd-enaredd>>. Acesso em: 24 sept. 2018.

CONSELHO NACIONAL DE AVALIAÇÃO DA POLÍTICA DE DESENVOLVIMENTO SOCIAL.

CONEVAL informa la evolución de la pobreza 2010-2016. Ciudad de México, 2017.

(Comunicado de Prensa, 9). Disponível em: <<http://www.coneval.org.mx/SalaPrensa/Comunicadosprensa/Documents/Comunicado-09-Medicion-pobreza-2016.pdf>>. Acesso em: 24 sept. 2018.

FAO. **El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura:** desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma, 2016. 137 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i5588s.pdf>>. Acesso em: 4 sept. 2018.

FAOSTAT. **Food Supply – Livestock and Fish Primary Equivalent.** 2018. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/CL>>. Acesso em: 5 Dec. 2018.

HOEKSTRA, A. Y.; MEKONNEN, M. M. **The water footprint of humanity.** Netherlands, 2011. Disponível em: <https://waterfootprint.org/media/downloads/Hoekstra-Mekonnen-2012-WaterFootprint-of-Humanity.pdf>>. Acesso em: 24 sept. 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA. MÉXICO – INEGI.

Comunicado de prensa núm. 273/17. México, 2017. Disponível em: <http://consulta.mx/index.php/estudios-e-investigaciones/otros-estudios/item/download/693_a79c85bboedc28017577500edc524c83>. Acesso em: 7 dic. 2017.

MALDONADO-BETANZOS, E. **Programa Nacional de Desmontes.** [México, DF]: Banrural, 1976.

SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA – SAGARPA. México, 2018. Disponível em: <<https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>>. Acesso em: 7 dic. 2018.

SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA – SIAP. **Anuario Estadístico de la Producción Ganadera.** 2018. Disponível em: <https://nube.siap.gob.mx/cierre_pecuario/>. Acesso em: 5 dic. 2018.

SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA – SIAP. **Avance de siembras y cosechas:** resumen nacional por cultivo 2017. Disponível em: <http://infosiap.siap.gob.mx:8080/agricola_siap_gobmx/AvanceNacionalSinPrograma.do>. Acesso em: 5 oct. 2017.

SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA – SIAP. **Estadística de uso tecnológico y de servicios en la superficie agrícola**: Cuadros tabulares 2011. Disponible em: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/92646/Cuadros_tabulares_2011_compressed.pdf>. Acceso em: 24 sept. 2018.

SERVICIO DE INFORMACIÓN AGROALIMENTARIA Y PESQUERA – SIAP. **Uso de fertilizantes químicos en la superficie sembrada Nombre del estado Superficie sembrada (Ha) por entidad federativa 2016**. 2016. Disponible em: <http://infosiap.siap.gob.mx/opt/agricultura/tecnologia/Superficie_fertilizada.pdf>. Acceso em: 24 sept. 2018.

VÁZQUEZ DEL MERCADO, A. R.; LAMBARRI, J. (Ed.). **Huella hídrica en México**: análisis y perspectivas. Jiutepec: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 2017. 255 p.

Anexo

Anexo I. Produção pecuária por espécie, tipo de produto e subproduto e volumes concessionados de água subterrânea e superficial por estado mexicano.

Estado	Produção pecuária no México em 2016 por espécie e por produto (t)											Água concessionada para o setor pecuário								
	Ave			Bovino			Caprino			Peru		Ovino		Suíno						
	Cera	Mel	Carne	Ovo	Carne	Animal vivo	Leite	Carne	Animal vivo	Leite	Carne	Animal vivo	Carne	Animal vivo	Lã	Carne	Animal vivo	Volume superficial (m³ por ano)	Volume subterrâneo (m³ por ano)	Volume total concessionado (m³)
Aguascalientes	664	322.018	407.584	7.120	35.517	66.647	406.874	161	309				420	802		14.979	20.018	5.361.352	881.293	6.242.645
Beja California	3	89	926	1.209	23.828	89.682	151.176	168.995	218	429	464		312	601		827	1.066	756.225	2.651.196	3.407.361
Beja California Sur	225	720	909	566	5.398	9.775	33.774	429	848	3.731		209	415		1.334	1.784	1.457.453	2.625.997	4.083.449	
Campeche	2	5.834	21.098	4.214	19.201	36.722	42.708	35	73	485	666	1.386	2.732		5.113	6.957	197.272	6.658.511	6.855.783	
Chiapas	128	5.213	166.655	201.620	4.928	115.503	217.395	423.965		933	1.255	1.578	3.086	105	26.137	34.525	1.584.135	9.940.674	11.524.809	
Chihuahua	1	709	3.264	4.113	4.934	76.050	141.122	1.051.731	598	1.194	6.682	2.392	3.014	1.339	2.634	6.754	8.976	2.143.253	498.323	2.641.576
Coahuila	9	236	84.763	106.097	38.392	43.600	81.491	1.411.959	3.883	7.403	43.809	552	1.086	20	4.326	5.637	5.379.434	9.707.607	15.087.041	
Colima	28	445	11.326	13.710	1.199	10.468	19.922	39.125	55	110	2	5	7	90	176	6.603	8.804	11.058.773	6.248.324	17.307.096
Distrito Federal	96	56	73	169	564	1.060	14.029					203	401		1.744	2.208	0	0	0	0
Durango	48	476	281.483	350.680	74.851	85.876	151.347	1.133.982	1.170	2.322	26.453	415	812	61	3.585	5.016	3.691.920	12.556.856	16.228.775	
Guanajuato	720	205.846	250.309	77.943	56.475	103.293	823.444	1.483	2.902	44.357		2.556	4.976		111.722	141.205	861.281	4.093.813	4.955.094	
Guerrero	93	2.057	11.409	14.588	8.926	42.835	84.257	89.638	3.690	7.216	916	1.189	1.311	2.595	21.895	28.868	151.699	251.733	403.432	
Hidalgo	44	1.133	66.519	89.505	6.032	30.684	58.515	419.902	853	1.741	45	1.077	1.627	7.025	14.143	2.130	11.820	803.071	741.381	1.544.452

Continua...

Anexo I. Continuação.

Estado	Produção pecuária no México em 2016 por espécie e por produto (t)												Água concessionada para o setor pecuário								
	Abelha		Ave		Bovino		Caprino		Peru		Ovino		Suíno		Volume superficial (m³ por ano)	Volume subterrâneo (m³ por ano)	Volume total concessionado (m³)				
	Cera	Mel	Carne	Animal vivo	Ovo	Carne	Animal vivo	Leite	Carne	Animal vivo	Leite	Carne	Animal vivo	Carne	Animal vivo	Lã	Carne	Animal vivo	Volume superficial (m³ por ano)	Volume subterrâneo (m³ por ano)	Volume total concessionado (m³)
Jalisco	211	4.590	364.539	452.899	1.504.913	216.535	393.337	2.228.482	1.597	3.114	8.058	3.972	7.668	285.093	362.324	2.686.807	11.997.113	14.683.919			
México	34	1.067	103.396	126.838	14.779	44.773	84.269	448.833	494	1.016	2.464	3.350	8.906	17.299	634	21.433	28.335	127.978	2.861.463	2.989.440	
Michoacán	99	2.085	55.106	67.445	19.054	77.660	144.524	343.622	2.403	4.758	3.967	117	156	1.522	2.997	100	44.339	57.402	965.102	3.136.145	4.101.247
Morelos		1.873	54.254	67.102	559	6.215	11.943	20.245	500	964	538	1.039	4.574	6.380	204.099	647.986	852.085				
Nayarit	8	377	29.275	35.508	16.704	18.309	35.968	37.085	173	343	190	383	3.619	4.843	603.732	1.658.188	2.261.919				
Nuevo León	2	99	82.256	99.060	82.049	48.637	86.552	24.685	1.545	2.899	3.621	1.369	2.580	21.089	27.133	0	7.389.688	7.389.688			
Oaxaca	135	4.150	11.992	15.263	6.459	56.839	106.469	147.683	3.872	7.473	483	646	2.201	4.279	171	27.873	36.819	539.944	643.097	1.183.041	
Puebla	74	2.194	173.256	212.280	494.812	40.151	75.825	448.782	4.034	7.744	1.841	2.439	3.238	4.292	8.114	251	163.396	211.436	469.853	4.509.474	4.979.328
Querétaro	0	31	285.662	345.433	20.369	35.277	62.246	382.692	154	291	1.809	72	98	941	1.783	21.509	27.463	11.303.057	4.689.372	15.992.429	
Quintana Roo	85	2.885	4.007	4.971	501	3.733	7.238	4.642	35	70	19	151	201	434	848	3.829	5.083	5.491	761.262	766.754	
San Luis Potosí	28	1.085	84.423	103.679	2.651	103.211	176.407	138.116	3.212	6.319	3.612	103	144	2.139	4.169	407	6.138	8.142	2.145.275	3.706.491	5.851.766
Sinaloa	2	194	129.621	161.905	62.901	91.337	162.094	106.945	1.207	2.306	1.431	2.782	18.134	23.196	1.563.083	3.171.862	4.734.945				
Sonora	583	33.194	43.081	130.714	69.084	126.981	116.443	235	462	526	500	991	237.889	296.280	2.429.536	23.531.781	25.961.318				
Tabasco	11	353	22.240	27.874	1.282	68.255	128.005	103.269	1.113	1.589	292	601	12.273	15.499	176.532	292.767	469.299				
Tamaulipas	31	800	314	384	571	44.815	80.135	18.790	1.724	3.348	126	1.561	3.002	11.350	14.768	3.937.611	3.327.899	7.265.510			

Continúa...

Anexo I. Continuação.

Estado	Produção pecuária no México em 2016 por espécie e por produto (t)												Água concessionada para o setor pecuário								
	Abelha		Ave		Bovino		Caprino		Peru		Ovino		Suíno		Volume superficial (m³ por ano)	Volume subterrâneo (m³ por ano)	Volume total concessionado (m³)				
	Cera	Mel	Carne	Animal vivo	Ovo	Carne	Animal vivo	Leite	Animal vivo	Carne	Leite	Animal vivo	Carne	Animal vivo	Lã	Carne	Animal vivo	Volume superficial (m³ por ano)	Volume subterrâneo (m³ por ano)	Volume total concessionado (m³)	
Tlaxcala	13	971	766	931	1.880	10.960	20.834	85.761	520	1.011	3.126	288	388	2.555	4.963	325	11.715	15.505	55	249.161	249.216
Veracruz	206	4.766	332.780	399.606	15.554	252.402	469.665	702.832	591	1.165	1.963	1.282	1.681	4.822	9.467	29	120.724	152.208	1.092.860	4.219.865	5.312.725
Yucatán	429	7.490	131.282	163.353	86.080	32.510	62.666	3.008	4	8	2.361	2.961	834	1.627	134.230	167.092	0	19.321.951	19.321.951	19.321.951	
Zacatecas	108	1.929	3.432	4.231	5.279	48.149	93.359	186.357	4.656	9.250	6.007	79	110	4.466	8.810	622	10.153	13.046	541.102	2.869.057	3.410.159
Total	1.844	55.358	3.077.874	3.798.928	2.720.194	1.878.705	3.451.231	11.608.400	39.531	77.090	160.217	16.759	22.319	60.362	117.862	4.854	1.376.199	1.754.231	62.237.987	155.820.267	218.058.253

Fonte: Comisión Nacional Del Agua (2017) e Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (2018).

Consumo de água na produção animal brasileira

Julio Cesar Pascale Palhares

Água, um dos elementos fundamentais para a existência de vida no planeta Terra. Água e solo, recursos naturais necessários, em quantidade e qualidade, para a produção de qualquer alimento humano e animal. A primeira afirmação remete aos anos iniciais do período de alfabetização, quando a professora de ciências nos ensinava que vivemos no planeta água e, por isso, ele tem a cor azul. A segunda afirmação remete a nossa atuação profissional, seja como produtores, seja como pesquisadores, pois, de maneira formal ou informal, aprendemos que, sem esses dois recursos naturais, não existe produção de alimentos.

A essencialidade da água para produção animal sempre esteve presente no cotidiano produtivo, apesar de muitas vezes manejarmos o recurso de forma errada, o que resulta em desperdícios e impactos ambientais negativos. Mais recentemente, a sociedade, na evolução natural de seus valores morais e ambientais, começou a questionar a relação da produção animal com os recursos hídricos e solicitar posições e respostas para os seguintes questionamentos: como a água está sendo utilizada no dia a dia da produção? Qual é a eficiência hídrica do produto? O que está sendo feito e o que se pretende fazer para continuar a produzir alimentos seguros do ponto de vista nutricional e ambiental?

Diante desse cenário presente e futuro, que leva em conta a água como fator produtivo essencial, o qual se encontra ameaçado em sua disponibilidade e qualidade, e de novas exigências ambientais dos mercados e consumidores, surgem as seguintes perguntas: o setor brasileiro de produção animal está hidricamente preparado para continuar a produzir alimentos com conservação da água em quantidade e qualidade? Há respostas para todas as perguntas feitas pela sociedade e, se não houver, estamos organizados e planejados para respondê-las?

O conceito de “hidricamente preparado” envolve os seguintes aspectos:

- Reconhecer a água como recurso natural finito, que deve ser manejado por meio de práticas e tecnologias que promovam a eficiência de uso.
- Entender que a água é um fator de abrangência local, disponível em uma bacia hidrográfica, e que, na sua gestão, as diversas demandas devem estar compatíveis com a disponibilidade do recurso, sabendo-se que a Política Nacional de Recursos Hídricos do Brasil reconhece o direito de todos à água.
- Dispor de conhecimentos e/ou capacitação técnica para manejar a água em um sistema de produção animal, considerando suas três dimensões: alimento, insumo e recurso natural.
- Considerar todos os aspectos produtivos e econômicos, bem como os hídricos e outros ambientais, a fim de promover sistemas de produção viáveis nas dimensões ambiental, social e econômica.

Com isso, acredita-se que estejamos parcialmente “hidricamente preparados”, pois, dentro do Reconhecer, Entender, Dispor e Decidir (Redd), ainda há muitas coisas que não estão sendo praticadas, como, por exemplo, medir o consumo de água dos sistemas de produção ou avaliar a qualidade da água utilizada. Como é possível manejar algo sobre o qual não se tem conhecimento?

A ingestão de matéria seca de um animal é um indicador fundamental para que o manejo nutricional e os desempenhos produtivo e econômico do sistema de produção sejam avaliados. Por isso, é necessário que se busquem sempre formas de aperfeiçoar a mensuração desse indicador. Se a água é essencial, mensurar o seu consumo também deve ser fundamental, pois isso possibilita saber como ela é utilizada e consumida, permitindo que sejam propostas intervenções para que o uso seja mais eficiente. Isso nos tornará “hidricamente mais preparados”.

A internalização do Redd fará com que sejam obtidos dados e informações, os quais, organizados e analisados, gerarão conhecimentos e respostas, possibilitando mostrar à sociedade que é possível produzir proteína animal com eficiência hídrica e

conservação dos recursos naturais. Cabe ressaltar que, se somente um ator ou alguns atores da cadeia de produção internalizarem o Redd no seu dia a dia, os avanços hídricos serão mais lentos, demandando mais tempo e esforço. Grandes avanços ocorrerão se todos os atores – fornecedores de insumos, produtores e suas associações, agroindústrias e distribuidores de produtos – internalizarem o Redd. Com isso, mais rapidamente serão dadas à sociedade todas as respostas, promovendo uma convivência ambientalmente melhor.

A água é um bem, um recurso fundamental, uma riqueza do País. Para o setor brasileiro da produção animal, conservar e preservar esse recurso em quantidade e com qualidade significa ter conforto hídrico no desenvolvimento de suas atividades e oferecer benefícios ambientais para a sociedade.

Demanda de água para dessedentação na produção animal brasileira

A água de dessedentação está inserida no conceito de água azul, que é extraída de fontes superficiais e subterrâneas e pode ser utilizada na irrigação das culturas vegetais, na dessedentação dos animais, na lavagem de instalações e equipamentos, etc. A água de dessedentação é classificada como de consumo direto, ou seja, contribui diretamente para a produção do produto, ao contrário da água de consumo indireto, que é consumida na produção dos alimentos fornecidos aos animais.

A Agência Nacional de Águas (ANA), em seu Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos, pontua que, para avaliação das demandas de água para dessedentação de animais, devem-se considerar as características físicas dos sistemas de criação (intensiva, extensiva, confinada, etc.), a quantidade de animais de cada espécie, a previsão de crescimento dos rebanhos e os consumos usualmente indicados em literatura específica. Além disso, o consumo de água pelos rebanhos dependerá de fatores como número de matrizes, raça, estágios de crescimentos dos animais, manejo, condições climáticas do local e tipo de alimentação, entre outros (Agência Nacional de Águas, 2013). Na Figura 1,



Figura 1. Fatores que influenciam o consumo de água para dessedentação de animais.

observam-se os fatores que determinam o consumo da água para dessedentação de qualquer espécie animal, segundo Palhares (2014).

Quanto às indicações de consumo em literatura específica, esse tipo de informação ainda é escasso no Brasil, por causa da falta da cultura científica para geração desse tipo de informação e da cultura produtiva que não pratica o manejo hídrico. Consequentemente, não há um robusto conjunto de dados e banco de informações que relacionem as espécies animais e os sistemas de produção com os consumos de água de dessedentação.

Na Tabela 1, são apresentados os valores de consumo de água de dessedentação para produção animal, conforme Agência Nacional de Águas (2013).

Observa-se que a diferença entre os valores máximos e mínimos é muito significativa, chegando a representar 130 L dia⁻¹ por animal para bovinos de leite. No caso dessa atividade, isso reflete as diferentes categorias animais de um sistema de produção de leite (vacas secas, novilhas e vacas em lactação), bem como os diferentes níveis de produção de leite (L dia⁻¹ por vaca). Enquanto uma vaca seca ingere em média 40 L de água por dia, uma vaca no pico de lactação pode ingerir 150 L de água, dependendo de sua produção de leite. Situação semelhante ocorre com os suínos, cuja variação é de 5 L a 35 L dia⁻¹ por animal, considerando-se as diferentes categorias

Tabela 1. Consumo de água para dessedentação animal (L dia⁻¹ por animal).

Grupo animal	Valor mínimo	Valor máximo
Bovinos de corte	20	80
Bovinos de leite	20	150
Equinos e asininos	20	60
Caprinos e ovinos	5	30
Suínos	5	35
Bubalinos	30	90
Galinhas de postura	10	20
Frango de corte	15	50

Fonte: Agência Nacional de Águas (2013).

de animais: leitões, fêmeas em gestação e lactação, machos e animais em crescimento e terminação.

Tabelas apresentadas dessa forma dificultam a escolha por técnicos e produtores do melhor valor a ser considerado para a avaliação da demanda hídrica do rebanho. Essa escolha será ainda mais difícil e sujeita a erros se a pessoa que estiver fazendo a avaliação não possuir os conhecimentos básicos sobre produção animal, espécie em avaliação e sistema de produção, fato muito comum na atualidade. Além disso, empresas de consultoria ambiental que não dispõem de profissionais agropecuários em seus quadros são contratadas por produtores para realizar projetos ambientais e encaminhar processos de outorga do uso da água.

Se for tomado como base o valor mínimo, a demanda de água será subdimensionada, e isso poderá gerar como consequência a falta de água ao longo do ciclo produtivo. Por sua vez, tomando-se como referencial o valor máximo, a demanda calculada será muito maior que a demanda real, e isso pode gerar custos desnecessários com sistemas de armazenamento e distribuição de água.

Existem estados brasileiros que não dispõem de nenhum tipo de norma ou manual que determine indicadores de consumo de água L dia⁻¹ por animal para avaliação

de processos de outorga relacionados à dessedentação animal. Alguns estados têm como referência a Nota Técnica nº 364/2007/GEOUT/SOF da ANA ou normas de outros estados (Agência Nacional de Águas, 2013). O estado de Mato Grosso do Sul, por exemplo, tem como referência o estado do Paraná. Por sua vez, Minas Gerais, Bahia e Paraná possuem normas próprias de dessedentação animal, como pode ser observado nas Tabelas 2, 3 e 4.

Tabela 2. Consumo de água de dessedentação animal.

Tipo	Estágio	L dia ⁻¹ por animal
Asininos	Ciclo completo	38
Aves	Matrizeiro	0,32
	Criação	0,16
Bovinos	Corte	45
	Leite	53
Caprinos	Ciclo completo	4
Cunicultura	Ciclo completo	1,25
Equinos	Ciclo completo	38
Ovinos	Ciclo completo	6
Suínos	Gestação/Lactação	23
	Terminação	12

Fonte: Adaptado de Manual... (2006).

Tabela 3. Consumo de água de dessedentação animal.

Tipo	L dia ⁻¹ por animal
Bovinos	
Equinos	60–80
Muare	
Suínos	30–40
Aves	0,2–0,4

Fonte: Adaptado de Manual... (2010).

Tabela 4. Consumo de água para dessedentação animal.

Tipo	L dia ⁻¹ por animal
Bovinos de corte	50
Bovinos de leite	60
Bubalinos	40
Equinos	7
Ovinos	20
Caprinos	0,36
Suínos	7

Fonte: Adaptado de Formulário... (2017).

O *Manual técnico de outorga da Suderhsa/Paraná* tem como vantagem o fato de a Nota Técnica nº 364/2007/GEOUT/SOF da ANA apresentar a diferenciação do consumo de suínos, o que resulta em cálculos mais precisos de consumo (Agência Nacional de Águas, 2013). Para as outras espécies, são apresentados valores únicos, sem considerar as diferentes categorias animais que compõem o sistema produtivo de cada espécie. A tabela do *Manual técnico e administrativo de outorga de direito de uso de recursos hídricos no estado de Minas Gerais* é ainda mais simplista, englobando bovinos, equinos e muares em um só intervalo de consumo, bem como aves de corte e postura. Por serem espécies e categorias diferentes de animais, o consumo de água não será refletido em um intervalo. O Formulário de Caracterização do Uso da Água – Captação para fins de Dessedentação Animal da Bahia não considera aves, talvez por não ser uma atividade representativa naquele Estado.

Tomando-se como exemplo a atividade suinícola, observa-se a discrepância que existe entre os valores das Tabelas 1 e 4. Enquanto para uma outorga para águas de domínio da União se irá ter como referencial o intervalo de 5 L a 35 L dia⁻¹ por animal, no Estado da Bahia esse valor será de 7 L dia⁻¹ por animal. Ambos os valores, de 5 L e de 7 L dia⁻¹ por animal, são adequados para representar o consumo de suínos em crescimento e terminação. Então, no estado da Bahia, a outorga está sendo feita para um sistema de criação de suínos em ciclo completo, e o cálculo do consumo de água está subdimensionado.

A utilização de valores únicos de consumo proporcionará maiores erros de cálculo quando a espécie em questão são bovinos de corte e de leite. Isso ocorre com bovinos em razão dos seguintes fatores: são criados em maior variabilidade de sistemas de produção do que suínos e aves, os quais são criados quase que exclusivamente em confinamento; estão presentes em todos os biomas brasileiros, o que condiciona a exposição a diferentes condições climáticas; têm ciclos de vida mais longos; possuem ampla variabilidade nutricional em relação a alimentos volumosos e concentrados; possuem intervalos de eficiência produtiva mais amplos do que em monogástricos. Por causa dessa realidade, as tabelas com indicações de consumo de água para bovinos devem diferenciá-los quanto ao tipo de carne e de leite, além de apresentar os consumos por categoria animal do sistema produtivo.

Portanto, na apresentação de tabelas de consumo de água para dessedentação de animais, devem-se especificar, para cada espécie, as categorias animais que fazem parte do sistema de produção (Tabela 5). De forma mais precisa, pode-se apresentar dentro de cada categoria animal (ex.: bovinos em crescimento e terminação), o consumo de água por fases de desenvolvimento ou peso do animal.

Na Figura 2, apresenta-se a demanda nacional de água para dessedentação animal nos últimos 6 anos. Nos cálculos, foram considerados somente os efetivos de

Tabela 5. Valores de consumo de água para dessedentação de bovinos, aves e suínos.

Bovinos de corte	Consumo ⁽¹⁾ (L dia ⁻¹ por animal)
Até 250 kg ⁽²⁾	22–27
Até 370 kg ⁽²⁾	30–50
Até 455 kg ⁽²⁾	41–78
Bovinos de leite	Consumo ⁽¹⁾ (L dia ⁻¹ por animal)
Vaca em lactação	64
Vaca e novilha no final da gestação	51
Vaca seca e novilha gestante	45
Bezerro lactante (a pasto)	12

Continua...

Tabela 5. Continuação.

Suínos	Consumo ⁽¹⁾ (L dia ⁻¹ por animal)
Até 55 dias de idade	2,5
De 56 a 95 dias de idade	5–10
De 96 a 156 dias de idade	5–12
Fêmeas em gestação	5–20
Fêmeas em lactação	15–30
Machos	10–20
Aves de corte	Consumo (mL dia ⁻¹ por animal)
Frangos e frangas	190-270
Poedeiras	250

⁽¹⁾ Nas quantidades apresentadas, não foi considerado o gasto com a lavagem das instalações.

⁽²⁾ Considerando intervalos de temperatura de 21 °C a 32 °C.

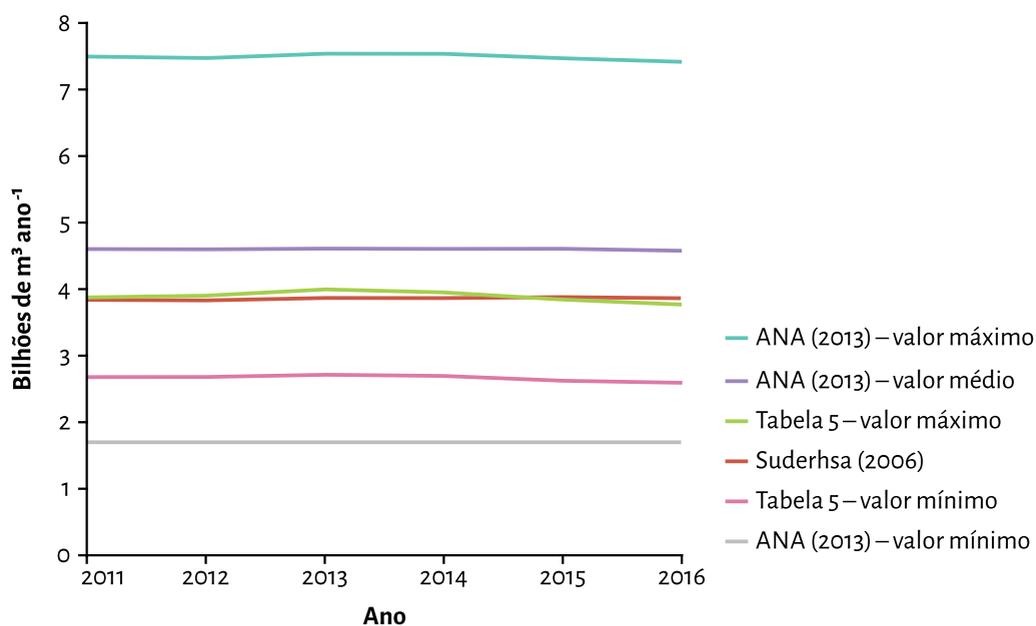


Figura 2. Demanda nacional de água para dessedentação de animais, no período 2011-2016, de acordo com diferentes referenciais de consumo. Ana = Agência Nacional de Águas; Suderhsa = Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

cabeças de bovinos de corte e leite, suínos e aves de corte e postura. Para o cálculo das demandas anuais, foram utilizados os dados de efetivo de rebanhos por estado no período de 2011 a 2016 (IBGE, 2016).

As demandas hídricas se mantiveram constantes ao longo do período analisado, resultado das variações no número de cabeças de cada espécie animal ao longo dos anos. O maior crescimento anual no período foi observado para o efetivo de galinhas (3% entre 2012 e 2013). A maior redução (8,3%) se deu no número de vacas ordenhadas entre os anos de 2014 e 2015.

Quando se utilizou o valor máximo de consumo ($L\text{ dia}^{-1}$ por animal) da Nota Técnica nº 364/2007/GEOUT/SOF da ANA, verificou-se maior demanda hídrica para dessedentação animal em todos os cenários propostos (Agência Nacional de Águas, 2013). Essa demanda chega a ser 445% maior, se comparada aos mesmos anos, quando se utiliza o valor mínimo de consumo da mesma nota técnica. Isso demonstra que, dependendo do referencial de consumo de água utilizado para o cálculo, a tomada de decisão com base nos volumes outorgados pode levar a erros significativos. Também demonstra que, se as normativas apresentarem os consumos de forma mais detalhada, por categoria animal, por exemplo, a escolha pelo usuário será facilitada e, conseqüentemente, a gestão dos recursos hídricos do País mais eficiente.

Isso é demonstrado quando, para os cálculos, são utilizados os referenciais da Tabela 5. Pelo fato de essa tabela apresentar intervalos de consumo por categoria animal de bovinos e suínos, os cálculos foram feitos de forma mais precisa. Além do mais, mesmo quando foram utilizados os valores máximos de consumo, a demanda hídrica total do ano foi menor do que a que levou em conta o valor médio da Nota Técnica nº 364/2007/GEOUT/SOF da ANA - Agência Nacional de Águas (2013).

Independentemente da normativa e dos referenciais utilizados nos cálculos dos cenários, o somatório do consumo de água de bovinos de corte e leite sempre representou mais de 90% do consumo do ano, pois os bovinos de corte são os maiores consumidores absolutos de água. Isso demonstra a importância de se ter referenciais de consumo mais categorizados para esses animais, como, por exemplo, por sistema

de produção, peso do animal, nível de produção, etc. Com isso, os cálculos obtidos serão mais precisos e as tomadas de decisão mais assertivas, tanto no âmbito da propriedade rural como da bacia hidrográfica. Considerando que a média nacional de abate de bovinos de corte no período de 2011-2016 foi de 15,35% (menos da metade da média estadunidense, que foi de 34,75% para o mesmo período), o aumento da média de abate nacional é uma ação que melhoraria a eficiência de uso da água da bovinocultura de corte, pois, se forem abatidos mais animais por ano, a relação litros de água por quilograma de carne produzida aumenta.

A representatividade máxima dos monogástricos (suínos e aves) na demanda total de água para determinado ano foi de 9,7%. Essa informação não pode ser usada para justificar afirmativas como: consumir carne de suínos e aves é hidricamente melhor. É fato que a necessidade absoluta de água dos monogástricos é menor que a dos ruminantes, mas também é fato que a produção de monogástricos está muito mais concentrada no território nacional que a de ruminantes, principalmente nos três estados da região Sul. Dependendo da oferta hídrica e das outras demandas de água na bacia hidrográfica nessas áreas de concentração, qualquer demanda pode significar um impacto negativo significativo, conduzindo a situações de escassez do recurso. Portanto, a análise sempre deve se dar no âmbito local, relacionando as demandas humanas e ecológicas com a disponibilidade de águas superficiais e subterrâneas.

Outra dimensão a ser considerada refere-se à qualidade da água. Os resíduos sólidos e líquidos de monogástricos apresentam maior potencial poluidor do que os de ruminantes, no que diz respeito às concentrações de nitrogênio e fósforo. Se manejados de forma incorreta, esses resíduos podem comprometer a qualidade das águas, o que irá reduzir a oferta de água pela sua baixa qualidade.

Na Tabela 6, observam-se os custos do processo de outorga para alguns estados brasileiros. As diferenças de valor entre os estados podem expressar a representatividade econômica das atividades pecuárias no produto interno bruto do estado. Para São Paulo, a produção animal não tem tanta significância econômica como tem para os estados do Sul e do Centro-Oeste. Nos estados dessas regiões, pelo fato de a

Tabela 6. Valores de emolumentos para abertura de processos de solicitação de outorga para criação animal em alguns estados (são considerados os custos administrativos, de vistoria e/ou de monitoramento).

Estado	Custo ⁽¹⁾ (R\$)	Observação
São Paulo	128,50	Portaria DAEE nº 717/96 (São Paulo, 1996)
Santa Catarina	852,00	Decreto nº 4.871 (Santa Catarina, 2006)
Paraná	546,72	Referente ao custo da outorga de direito de uso
Ceará	161,13 a 373,35	Depende do número de bovinos equivalentes e do tipo de fonte de água
Mato Grosso	2.564,80	Outorga de uso de água superficial com captação direta Lei nº 8.791, de 28/12/2007 (Brasil, 2007)
Mato Grosso do Sul	665,54	Referente ao custo da outorga de direito de uso Portaria Imasul nº 456, de 27/11/2015 (Mato Grosso do Sul, 2015)

⁽¹⁾ Valores atualizados para janeiro de 2018.

produção animal ser mais significativa, a cobrança é um instrumento de regulação. Muitas vezes, esse tipo de realidade gera conflitos entre os órgãos reguladores e os atores das cadeias de produção, que se perguntam: por que, para um mesmo tipo de licença, devem-se pagar valores diferentes? Cada estado possui realidades territoriais, estruturais e regulatórias diferenciadas, as quais irão se refletir nos custos dos processos.

Avaliação do consumo de água para dessedentação dos animais

A avaliação do consumo de água dos animais deve ser parte de um planejamento cujo objetivo maior é a internalização do manejo hídrico na propriedade e a melhor gestão da água. O manejo hídrico é definido como o uso cotidiano de conhecimentos, práticas e tecnologias que garantam a oferta de água em quantidade e qualidade (Palhares, 2016). O monitoramento do consumo da água é um dos indicadores que auxiliam o manejo e a gestão hídrica. O consumo de água também é um indicador que pode ser relacionado ao desempenho e ao estado sanitário dos

animais, além de auxiliar a adequação ambiental da propriedade. Para avaliação do consumo de água, podem ser utilizados equipamentos (hidrômetros), equações matemáticas ou tabelas técnicas.

A forma ideal de avaliação do consumo de água se dá pela instalação de hidrômetros, por serem equipamentos simples e de baixo custo de aquisição e manutenção. De acordo com Tsutiya (2005), hidrômetros são os aparelhos tecnicamente indicados para medir a quantidade de água fornecida num determinado intervalo de tempo. Geralmente são constituídos por uma câmara de medição, um sistema de transmissão e uma unidade de conversão/totalização, e sua função é registrar num mostrador os volumes escoados pelo equipamento.

Além de medir a quantidade de água, o hidrômetro também pode atuar como um inibidor de consumo já que, ao efetuar a leitura, estimula a economia de água e, conseqüentemente, propicia maior eficiência hídrica ao sistema de produção. Na Figura 3, apresentam-se hidrômetros instalados em propriedades rurais.



Fotos: Julio Cesar P. Palhares

Figura 3. Hidrômetros instalados em pontos de sistemas de produção pecuários: hidrômetro digital instalado no bebedouro de um sistema de pastejo rotacionado (A); hidrômetro instalado em uma sala de ordenha (B).

No caso da propriedade rural, os hidrômetros fornecem dados sobre o uso da água, e, dependendo da condição do sistema hidráulico e do manejo hídrico da propriedade, o produtor não terá uma informação consistente sobre o consumo de água dos animais, por causa dos potenciais pontos de perda e vazamento entre o local de instalação do hidrômetro e o ponto de consumo (torneiras, bebedouros, tanques, etc.). Portanto, o investimento no equipamento deve ser parte de um conjunto de ações que envolvam a conservação do sistema de distribuição e de oferta de água para os animais.

Na utilização de hidrômetros para medição do consumo de água, as seguintes situações podem ser verificadas:

- O hidrômetro não inventa consumo. Se ele está girando e não existe nenhum ponto de consumo em uso no momento, significa que está ocorrendo um vazamento ou fuga de água não aparente.
- O registro antes do hidrômetro está fechado, mas ele continua girando. Isso demonstra que o registro não está vedando totalmente. Existe fuga não aparente entre o hidrômetro e o primeiro ponto de consumo da instalação, e a quantidade de água que está tendo passagem pelo registro de entrada (aparentemente fechado) e saindo pela fuga tem vazão suficiente para ser detectada pelo hidrômetro, mas insuficiente para atender mais de um ponto além daquele do vazamento.
- O hidrômetro está embaçado. O embaçamento é causado pela umidade presente no interior do hidrômetro, que condensa na parede interna da cúpula da relojoaria, sendo bastante comum principalmente naquelas situações em que ocorrem variações bruscas de temperatura. Quanto ao funcionamento do medidor e, principalmente, quanto ao consumo medido, não há nenhuma alteração, salvo a possibilidade de uma leitura errada, que, na confirmação, seria corrigida na próxima leitura.
- O hidrômetro anda para trás e para frente, mesmo quando não há consumo de água. Quando ocorre esse tipo de movimento, o medidor está acusando o

balanceamento de carga da rede naquele momento, principalmente quando há desnível acentuado e o hidrômetro está na parte inferior. O ramal tem o comportamento de um pequeno pulmão, quando atua sobre ele uma sucção ou um vácuo originado na rede.

- Após a troca do hidrômetro, ele começou a andar mais rápido e o consumo aumentou. Como qualquer equipamento mecânico, à medida que o tempo passa, o hidrômetro vai se desgastando e sua sensibilidade diminui (capacidade de registrar vazões muito baixas). Por isso, é possível que ocorra elevação no consumo após a troca do equipamento, principalmente se o antigo estava instalado em posição inclinada.
- O hidrômetro é movimentado pelo ar e registra sua passagem no totalizador. Isso ocorre quando o abastecimento retorna após falta de água e se deve à expulsão do ar das tubulações, empurrado pela água que está chegando.

Em casos de dúvida quanto ao volume de água medido, o produtor pode fazer um teste:

- Encha um recipiente de volume conhecido (ex.: balde) em qualquer ponto de consumo (torneira, tanque, etc.).
- Faça leituras do hidrômetro antes de iniciar o enchimento do recipiente e ao final, com o cuidado de não utilizar nenhum outro ponto de consumo enquanto se realiza o teste.
- Divida o valor de leitura do hidrômetro pelo volume total do recipiente. Subtraia 1,0 desse valor e multiplique o resultado por 100. Tem-se o erro percentual do hidrômetro, que deve ficar na faixa de $\pm 2\%$.

Os hidrômetros devem ser adquiridos e instalados de acordo com as características estruturais e hídricas de cada propriedade, caso contrário os valores medidos não traduzirão consumos reais. Para isso, deve se consultar um profissional habilitado, que analisará as características hidráulicas da propriedade e poderá propor o equipamento ideal.

A escolha incorreta do hidrômetro pode resultar em submedição do consumo de água. De acordo com Brunelli Júnior (2009), esse fenômeno ocorre quando o hidrômetro mede valores com indicações inferiores às reais ou está parado. Diversas são as causas da submedição, entre as quais são citadas as seguintes:

- A classe metrológica¹ do hidrômetro é inadequada para medição do perfil de consumo.
- Os mecanismos internos do hidrômetro sofrem desgaste, assim deve ser respeitada a vida útil do equipamento.
- A ocorrência de pressões acima das determinadas para o equipamento contribui para o desgaste prematuro dos componentes internos e, em casos mais extremos, podem causar até a condenação do medidor devido a vazamento em seu corpo.
- Hidrômetros instalados de forma inadequada, desprotegidos, mal posicionados e inclinados.
- Hidrômetros submetidos à operação fora da sua faixa de trabalho podem apresentar menor sensibilidade na medição, tanto no caso de superdimensionamento, quando o medidor não é capaz de sensibilizar-se com as pequenas vazões, quanto no caso de subdimensionamento, em que certamente ocorrerá desgaste prematuro do medidor;
- Diversos elementos, como sólidos em suspensão na água, tendem a incrustar dentro do hidrômetro, prejudicando o seu funcionamento, portanto a qualidade da água deve ser monitorada com uma frequência mínima anual.
- A entrada de corpos estranhos na tubulação (terra, pedregulhos e folhas) pode ser retida pelo corpo do hidrômetro, impedindo o seu adequado funcionamento.

1 Os hidrômetros são classificados metrologicamente de acordo com a vazão mínima (Q_{min}) e a vazão de transição (Q_t). No Brasil, a norma NBR NM 212:1999 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1999) prevê as classificações A, B e C para hidrômetros de vazão nominal igual ou inferior a $15 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, considerados de baixa vazão.

Recomenda-se a medição do consumo de água em cada segmento/uso do sistema de produção (captação de água, reservatórios, irrigação, dessedentação dos animais, lavagem de equipamentos e instalações, etc.). Assim, a instalação do hidrômetro deve ser feita de forma segmentada (ex.: deve haver um equipamento para medir a água consumida pelos animais e outro para medir a água consumida na limpeza do piso, no sistema de resfriamento, etc.). Quanto melhor a conservação do sistema hidráulico e o ajuste dos bebedouros, menores serão as perdas e maior veracidade terá o valor aferido pelo hidrômetro.

Registros e controles regulares são fundamentais para monitorar a utilização da água. O ideal é que a leitura do hidrômetro seja feita com frequência semanal, assim o produtor poderá relacionar, com maior precisão, o consumo de água dos animais com as práticas de manejo, identificando como essas estão influenciando o consumo de água. Caso a leitura semanal não seja possível, as leituras dos hidrômetros devem ser feitas com frequência mínima mensal.

Quando não houver hidrômetros instalados, o consumo de água para dessedentação pode ser estimado por meios indiretos, com base na produção do produto, na ingestão de matéria seca e nos dados climáticos da região.

A ciência já validou diversas equações para determinação do consumo de água pelos animais, as quais se originaram de estudos realizados em países de clima temperado e, frequentemente, para sistemas confinados de produção.

Na Tabela 7, são apresentados exemplos de equações que podem ser aplicadas para as condições tropicais, desde que se disponha das variáveis que retratam a condição produtiva da propriedade e do sistema de produção.

A ciência também já produziu estudos nos quais houve a medição do consumo de água por determinada categoria animal. A Tabela 5 é uma compilação de dezenas de recomendações técnicas, estudos científicos e legislações ambientais. Portanto, nos valores apresentados, estão embutidos diferentes genéticas, diversos manejos nutricionais e sanitários, condições ambientais específicas, sistemas de produção e nível tecnológico não especificado, bem como diferentes qualidades de mão de obra.

Tabela 7. Exemplos de equações que podem ser aplicadas para as condições tropicais, desde que se disponha das variáveis que retratam a condição produtiva da propriedade e do sistema de produção.

Sistema de produção	Consumo de água (L dia ⁻¹) ⁽¹⁾		Referência
	Equações		
Bovino de corte			
<i>Bos indicus</i>	$IMS [(3,076 + 0,008461 (e^{0,17596T}))]$		Winchester et al. (1956)
	$IMS [(3,413 + 0,01595 (e^{0,17596T}))]$		Winchester et al. (1956)
<i>Bos taurus</i>	$-6,10 + 0,708 TM + 2,44 IMS - 0,387 CH - 4,44 \times \text{sal} [\%]$		Hicks et al. (1988)
	$-3,85 + 0,507 TM + 1,494 IMS - 0,141 PVD + 0,248 MSV + 0,014 PV$		Meyer et al. (2006)
Bovino de leite			
	$0,90 PL + 1,58 IMS + 0,05 S + 1,20 MTD + 15,99$		Murphy et al. (1983)
	$-9,37 + 2,30 IMS + 0,053 MS$		Stockdale et al. (1983)
	$-26,12 + 1,516 TM + 1,299 PL + 0,058 PV + 0,406 S$		Meyer et al. (2004)

⁽¹⁾IMS = ingestão de matéria seca (kg dia⁻¹); MSV (%) = matéria seca no volumoso; PV = peso vivo (kg); PVD (%) = percentagem de volumoso na dieta; TM = temperatura média em °C; CH = chuva (mm dia⁻¹); PL = produção de leite (kg dia⁻¹); S = sódio (g dia⁻¹); MTD = média da temperatura mínima diária (°C); MS = matéria seca na dieta (%).

Esses valores podem ser utilizados se o usuário não dispuser de informações sobre o consumo de água para suas condições produtivas e ambientais ou, ao menos, próximas a essas. A utilização de médias globais só é justificável quando não existe informação. Infelizmente, ainda há carência de informações relacionadas ao consumo de água de cada espécie e categoria animal, principalmente para os sistemas produtivos em condições tropicais.

Um panorama do uso da água na produção de leite

Com um faturamento de R\$ 58,9 bilhões, a indústria láctea ocupou, em 2015, a segunda posição no ranking de faturamento dos principais setores alimentícios do Brasil (Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação, 2016). Historicamente,

Minas Gerais, que se destaca na produção de leite do País, produziu, em 2015, 9,14 bilhões de litros (Indicador: Leite e Derivados, 2017), o que representa 26,0% da produção nacional, tornando o estado o maior produtor leiteiro do Brasil.

Esse panorama tem como base o estudo observacional realizado em 215 propriedades leiteiras de Minas Gerais por pesquisadores da Embrapa Pecuária Sudeste e técnicos do Programa Balde Cheio no ano de 2016. O conjunto de dados é oriundo de 89 municípios do estado de Minas Gerais, dispersos nas 12 mesorregiões do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

As informações sistematizadas são oriundas do questionário que avalia o Índice de Atualização Tecnológica (IAT), que constitui uma ferramenta para mensurar a situação do uso de tecnologias da propriedade leiteira, por meio do preenchimento de questões específicas de procedimentos/tecnologia ou tipo de equipamento/infraestrutura empregado na atividade. O formulário consiste de 237 variáveis que abrangem informações de perfil da propriedade, perfil do produtor/família e perfil tecnológico. O IAT apresenta os diferentes níveis de uso de tecnologia em várias dimensões do sistema produtivo, por englobar questões que, em conjunto, compõem a análise do uso de boas práticas e de tecnologia de produto e de processo, podendo indicar fragilidades que requeiram ações de melhoria. O valor do IAT pode variar de 0,0 a 1,00.

Neste momento, serão apresentados e analisados, com maior profundidade, os dados referentes ao manejo hídrico e ambiental das propriedades como um exercício para entender como a produção de leite tem se relacionado com o uso e consumo dos recursos naturais.

A seguir, algumas características produtivas e socioeconômicas são destacadas, a fim de contextualizar a realidade das propriedades em questão.

- A produção média de leite por propriedade foi de 353 L, valor superior à média estimada de 72 L por fazenda leiteira no País (Zoccal, 2016). A média de litros por vaca em lactação foi de 11,9 L, e a lotação foi de 1,16 vaca em lactação por hectare.

- Mais da metade das propriedades (54,5%) possuía área entre 10 ha e menos de 50 ha, e 18,7% eram propriedades com mais de 100 ha. Em mais da metade das propriedades (52,0%), a maior área (entre 10 ha a 50 ha) era composta por pastagem extensiva (média de 33 ha).
- A área média de pastagem intensiva foi de 3,4 ha por propriedade, porém quase metade das propriedades (49,4%) possuía menos de 2 ha por propriedade. Em 67,4% das propriedades, as áreas de pastagem intensiva representaram menos de 20% da área de pastagem total (extensiva + intensiva).

A dimensão Manejo Ambiental apresentou a segunda pior média de IAT (0,31) e uma das maiores variabilidades entre as propriedades (57,2%).

É fundamental que o animal tenha água disponível em quantidade e com qualidade para que ele expresse o seu máximo potencial produtivo, dentro de condições sanitárias e de bem-estar adequadas. Saber o quanto de água cada categoria animal necessita por dia é sinônimo de respeito ao patrimônio do produtor, ao animal e ao meio ambiente. No entanto, três quartos das propriedades relataram não possuir disponibilidade necessária de água para os animais.

Essa realidade é interessante por suscitar outra pergunta que, neste estudo, não foi feita: o que o produtor entende como disponibilidade de água? Observa-se que, para muitos produtores de leite, ter disponibilidade de água significa água em quantidade para implementar ou expandir a área de irrigação e para atender ao maior número de animais. Dos produtores avaliados, 98,6% não possuíam hidrômetro e não faziam controle de consumo de água, e somente 1,4% tinha controle do consumo de água de irrigação.

Por isso, é fundamental que toda propriedade rural tenha ao menos um hidrômetro instalado. Somente assim, produtores e técnicos poderão saber qual é a demanda hídrica do sistema de produção, que, relacionada com a oferta hídrica da propriedade, propiciará que produtores e técnicos analisem se a situação hídrica da propriedade é de conforto ou escassez. Conhecer o consumo de água faz com que

seja possível identificar o que pode ser feito para reduzir esse consumo, o que significa maior disponibilidade de água e melhoria da eficiência hídrica da atividade.

Somente um quinto dos produtores relatou possuir outorga de uso de água. No entanto, deve-se considerar que, para algumas propriedades, a outorga não é necessária porque o volume de água captado está abaixo do que determina a lei estadual. Nesse caso, é necessário somente fazer o cadastro da propriedade no órgão outorgante. Por tratar-se de uma exigência legal, a concessão de outorga de uso de água pode ser um fator condicionante para a obtenção de crédito ao produtor. Os profissionais agropecuários devem ser treinados no processo de obtenção da outorga, a fim de assistirem os produtores nesse sentido. Outra opção é a contratação de empresas de consultoria especializada na elaboração e tramitação de processos de outorga.

Os resultados também demonstram uma fragilidade hídrica das propriedades quanto à qualidade da água, pois, em 95,8% das propriedades, a água não era analisada, e somente 0,9% realizava análises químicas e microbiológicas anualmente. A recomendação técnica preconiza que seja realizada ao menos uma análise de qualidade da água por ano. Água com qualidade significa melhor desempenho dos animais e produto de melhor qualidade. Cabe ressaltar que, muitas vezes, a água de consumo humano é a mesma água utilizada na produção; nesse caso, essa água não está sendo monitorada em sua qualidade, podendo representar risco para a saúde humana. Os riscos são potencialmente mais significativos quando se verifica que 64,7% das fontes de água das propriedades são superficiais, fontes mais susceptíveis a contaminação.

A constatação de que 74% das propriedades não possuíam sistema de armazenamento ou tratamento de efluentes, além de demonstrar uma fragilidade legal, mostra que, na maioria delas, o manejo ambiental e de resíduos não era uma prática adotada. Como primeiro passo, as propriedades devem dispor de esterqueira/chorumeira, e os produtores precisam ser tecnicamente orientados a utilizar o material armazenado como fertilizante.

Quanto à adubação orgânica, 50% das propriedades não a utilizavam, e a prática da fertirrigação era feita em apenas 4,2% das propriedades. Considerando que a atividade leiteira é uma geradora cotidiana de adubos orgânicos na forma de resíduos sólidos e líquidos, esses resultados indicam que as propriedades estão deixando de utilizar uma fonte de nutrientes e água que poderia substituir, parcialmente, os fertilizantes químicos.

Só 10,7% realizavam a adubação orgânica de acordo com as análises de solo e de resíduo, que é o procedimento correto para o uso do resíduo como fertilizante. Isso é uma indicação de que poucos produtores e profissionais consideram os preceitos técnicos e/ou têm capacitação para realizar essa prática que, quando feita de forma incorreta, irá gerar impactos ambientais negativos nas águas, no solo e na atmosfera.

Dos respondentes, 25,5% possuíam ensino médio completo e 8,8% possuíam nível superior completo. O perfil de escolaridade dos proprietários foi superior quando comparado a grande maioria dos produtores brasileiros. Segundo os dados do Censo Agropecuário 2006 (IBGE, 2009), somente 5,9% dos produtores tinham ensino médio completo e 2,8% dos produtores possuíam nível superior completo. Isto demonstra um perfil de instrução diferenciado, com maiores habilidades para entender, adotar e gerenciar práticas e tecnologias produtivas e ambientais.

A lavagem e a raspagem do curral após ordenha eram realizadas em 58,6% das propriedades. Esses resultados atestam que as propriedades estão gerando resíduos sólidos e líquidos, mas, como demonstrado nos resultados de uso de adubação orgânica e fertirrigação, esses resíduos não estão sendo utilizados como fontes de nutrientes e água.

Considerando os resultados desse panorama da atividade leiteira em Minas Gerais e em outras realidades nacionais, programas e políticas, com a participação de governos, produtores e agroindústrias, devem ser conduzidos, a fim de fomentar práticas e tecnologias que melhorem a eficiência e a produtividade do uso da água e dos nutrientes, evitem a degradação dos recursos naturais e reduzam a emissão de poluentes, gases e odores.

Considerações finais

É de conhecimento de quase todos que atuam na produção animal que a água é um importante recurso natural e que está cada vez mais ameaçado em sua disponibilidade e qualidade. Por causa de sua essencialidade, não é possível produzir produtos de origem animal sem o uso da água, por isso existem práticas e tecnologias que garantem a implantação do manejo hídrico no cotidiano das atividades pecuárias. Em razão disso, as legislações ambientais tendem a ser cada vez mais restritivas quanto ao uso da água e ao descarte de efluentes. No futuro, todos os produtores rurais irão pagar pelo consumo de água, e a sociedade cobrará cada vez mais a produção animal pela sua eficiência hídrica.

Se todos têm esse conhecimento, é importante começar a agir imediatamente, caso contrário a água poderá ser uma das maiores ameaças à continuidade das atividades pecuárias em determinadas regiões do Brasil, seja pela reduzida disponibilidade seja pelos padrões de qualidade inadequados para os diversos usos da produção animal. Cabe aos que têm esses conhecimentos conscientizar aqueles que ainda negam a realidade hídrica e ambiental, por viverem deitados no “berço esplêndido” de um país que se acha infinitamente abundante em recursos naturais.

Sempre é bom lembrar que qualquer atividade produtiva não tem paixões ou vínculos territoriais. As produções têm necessidades, e a água é uma das maiores. Se as necessidades não estão adequadas quanto ao volume e à qualidade, as produções irão migrar para outras regiões que as tenham. Nas regiões que não produzem mais, ficam os passivos ambientais, sociais e econômicos.

Nos sistemas de produção animal, é necessário entender e planejar o uso da água em suas três dimensões: alimento, insumo e recurso natural. Com isso, será possível garantir a segurança hídrica desses sistemas; além de manter a condição de país produtor de proteína animal, também como referencial de eficiência hídrica. Consequentemente, será possível conviver, de forma mais harmônica, com as diversas ideologias de consumo e valores sociais.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos da Agência Nacional de Águas 2013**. Brasília, DF, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO - ABIA. **Principais Indicadores econômicos da indústria de alimentos**. São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://www.abia.org.br/vsn/anexos/faturamento2016.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR NM 212**: medidores velocimétricos de água potável fria até 15 m³/h. Rio de Janeiro, 1999.

BRASIL. **Lei nº 8.791, de 28 de dezembro de 2007**. Disciplina a cobrança pelos serviços realizados pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente - SEMA e dá outras providências. [Cuiabá, 2007]. <<http://app1.sefaz.mt.gov.br/0325677500623408/07FA81BED2760C6B84256710004D3940/5B5CFB3E8810C76C042573C6004E36C5>>. Acesso em: 5 set. 2018.

BRUNELLI JÚNIOR, J. **Redução de perdas por submedição com a utilização de hidrômetros de alta performance**. Campo Grande: Sintercon, 2009. Encontro das Águas do Brasil em Campo Grande-MS.

FORMULÁRIO de caracterização do uso da água – captação para fins de dessedentação animal. Salvador: Inema, 2017. Disponível em: <<http://www.inema.ba.gov.br/atende/formularios/outorga/>>. Acesso em: 5 set. 2018.

HICKS, R. B.; OWENS, F. N.; GILL, D. R.; MARTIN, J. J.; STRASIA, C. A. **Water intake by feedlot steers**. Oklahoma: Oklahoma State University, 1988. (Agricultural Experiment Station. Animal Science Report MP-124).

IBGE. **Censo agropecuário 2006**: Brasil, grandes regiões e Unidades da Federação. Rio de Janeiro, 2009. 771 p. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2006_segunda_apuracao/default.shtm>. Acesso em: 5 set. 2018.

IBGE. **Pesquisa da pecuária municipal**: tabelas - 2016. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=16984&t=resultados>>. Acesso em: 5 set. 2018.

INDICADORES: LEITE E DERIVADOS, v. 8, n. 69, ago. 2017. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2017. 16 p. Coordenadores: Glauco Rodrigues Carvalho, Denis Teixeira da Rocha e Alziro Vasconcelos Carneiro.

MANUAL Técnico de Outorgas. Curitiba: Suderhsa, 2006. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/manual_outorgas.pdf>. Acesso em: 5 set. 2018.

MANUAL Técnico e Administrativo de outorga de direito de uso de recursos hídricos no estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: Igam. 2010. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/outorga/manual/manual-de-outorga.pdf>>. Acesso em: 5 set. 2018.

MATO GROSSO DO SUL (Estado). Portaria IMASUL nº 456 de 27 nov. 2015. Estabelece rotina para o cálculo do custo administrativo referente à solicitação de Outorga de Recursos Hídricos, estabelecida no Decreto nº 13.990, de 2 de julho de 2014. **Diário Oficial do Estado do Mato Grosso do Sul**, 3 dez. 2015.

MEYER, U.; EVERINGHOFF M.; GÄDEKEN D.; FLACHOWSKY G. Investigations on the water intake of lactating dairy cows. **Livestock Production Science**, v. 90, n. 2-3, p. 117-121, Nov. 2004. DOI: 10.1016/j.livprodsci.2004.03.005.

MEYER, U.; STAHL, W.; FLACHOWSKY G. Investigations on the water intake of growing bulls. **Livestock Science**, v. 103, n. 1-2, p.186-191, Aug. 2006. DOI:10.1016/j.livsci.2006.02.009.

MURPHY, M. R.; DAVIS, C. L.; MCCOY, G. C. Factors affecting water consumption by Holstein cows in early lactation. **Journal of Dairy Science**, v. 66, n. 1, p. 35-38, Jan. 1983. DOI:10.3168/jds.S0022-0302(83)81750-0

PALHARES, J. C. P. A experiência brasileira no manejo hídrico das produções animais. In: PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Cubo, 2016. v. 1, p. 11-32.

PALHARES, J. C. P. Manejo hídrico na produção animal. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (Org.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 2, p. 99-144.

SANTA CATARINA (Estado). **Decreto nº 4.871, de 17 de novembro de 2006**. Aprova a tabela de emolumentos para análise e expedição da outorga de direito de uso da água da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável - SDS e estabelece outras providências. Santa Catarina, 2006. Disponível em: <http://www.carvaomineral.com.br/abcm/meioambiente/legislacoes/bd_carboniferas/agua/decreto_estadual_4871-2006.pdf>. Acesso em: 5 set. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Portaria DAEE 717/96, de 12 de dezembro de 1996**. Aprova a Norma e os Anexos de I a XVIII que disciplinam o uso dos recursos hídricos. São Paulo, 1996. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/legislacao/arquivos/850/portaria%20daee_717.pdf>. Acesso em: 5 dez. 1996.

STOCKDALE, C. R.; KING, K. R. A note on some of the factors that affect the water consumption of lactating dairy cows at pasture. **Animal Science**, v. 36, n. 2, p. 303-306, Apr. 1983. DOI: 10.1017/S1357729800001375.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 2. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005. p. 156-192.

WINCHESTER, C. F.; MORRIS, M. J. Water intake rates of cattle. **Journal of Animal Science**, v. 15, p. 722-737, 1956.

ZOCCAL, R. Alguns números do leite. **Revista Balde Branco**, v. 51, n. 623, p. 8, set. 2016.

Uso de dejetos animais como fertilizante: impactos ambientais e a experiência de Santa Catarina

Luciano Colpo Gatiboni ■ Rodrigo da Silveira Nicoloso

Introdução

O Brasil é um dos maiores produtores de proteína animal do mundo e também um dos principais produtores de grãos, fazendo da agropecuária um dos motores da economia brasileira. Por sua interdependência, frequentemente os estabelecimentos agrícolas de produção de grãos são integrados com atividades de produção animal ou, quando não ocorrem no mesmo estabelecimento, é comum a existência de ambas as atividades na mesma região. A produção animal gera como subproduto os dejetos de animais, os quais são ricos em nutrientes e constituem excelentes fertilizantes para as plantas. Contudo, o uso desses resíduos deve ser feito de maneira criteriosa, pois, se utilizados de maneira incorreta, esses materiais podem causar danos ambientais severos. Serão abordadas aqui as principais características dos dejetos animais de ocorrência comum nos estabelecimentos rurais do estado de Santa Catarina, descrevendo seu potencial de utilização como fertilizantes e a resposta das plantas a esses materiais, usando como exemplos dados de pesquisa obtidos no estado. Também será discutida a avaliação de risco ambiental de áreas com uso de dejetos animais.

Caracterização de alguns dejetos animais

Entre os muitos tipos de dejetos de animais e outros resíduos orgânicos que podem estar disponíveis para uso na agricultura, destacam-se aqueles oriundos da avicultura, suinocultura e bovinocultura. Esses materiais possuem grande variabilidade em relação aos teores de nutrientes de acordo com os seguintes aspectos: origem, categoria animal, manejo da dieta e do dejetos, teor de umidade do material,

entre outros. Na Tabela 1, são exemplificados os teores médios de nutrientes e matéria seca em alguns resíduos de diferentes origens e manejo do dejetos, cujos valores (exceto composto de esterco bovino) são utilizados para recomendação de adubação pelo *Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina* (Manual..., 2016).

Contudo, os valores apresentados na Tabela 1 constituem apenas média de valores, e esses podem variar enormemente. A esse respeito, Olivi et al. (2015) avaliaram dejetos de matrizes de unidades produtoras de leitões oriundos de quatro biodigestores e encontraram teores variando de 0,55 kg m⁻³ a 2,00 kg m⁻³ de nitrogênio (N), 0,07 kg m⁻³ a 0,85 kg m⁻³ de P₂O₅ e 0,38 kg m⁻³ a 0,71 kg m⁻³ de K₂O. Esses valores são bastante variáveis entre si e também diferentes dos valores médios apresentados na Tabela 1.

A Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC) (Manual..., 2016) reconhece tal variabilidade e recomenda realizar análise química do material disponível para ter maior certeza na hora do ajuste das doses a serem aplicadas nas culturas

Tabela 1. Composição média dos principais resíduos oriundos de dejetos providos da avicultura, suinocultura e bovinocultura.

Origem	Resíduo orgânico	N total	P ₂ O ₅ (kg t ⁻¹)	K ₂ O	Matéria seca (%)
Aves	Cama de frangos (7 a 8 lotes) ⁽¹⁾	38	40	35	75
	Cama de peru (2 lotes) ⁽¹⁾	50	40	40	75
	Cama de poedeiras ⁽¹⁾	16	49	19	72
Suínos	Esterco sólido de suínos ⁽¹⁾	21	28	29	25
	Dejeto líquido de suínos ⁽¹⁾	2,8	2,4	1,5	3
	Cama sobreposta de suínos ⁽¹⁾	15	26	18	40
	Composto de dejetos de suínos ⁽¹⁾	16	25	23	40
Bovinos	Esterco sólido de bovinos ⁽¹⁾	15	14	15	20
	Dejeto líquido de bovinos ⁽¹⁾	1,4	0,8	1,4	4
	Composto de esterco de bovinos ⁽²⁾	11	2,5	6,0	38

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2016) ⁽¹⁾ e Russelle et al. (2009) ⁽²⁾.

(Nicoloso et al., 2016). Quando a análise não é possível, usam-se os teores médios dos principais resíduos, conforme exemplificado na Tabela 1. No caso dos dejetos líquidos, podem-se ainda estimar os teores de nutrientes baseados em sua densidade os (Tabela 2).

É importante ressaltar, como comentado anteriormente, que a categoria animal afeta também a composição dos dejetos, principalmente por causa das diferenças nas dietas, aproveitamento pelos animais e manejo do dejetos gerado. Como exemplo, na Tabela 3 são apresentados dados compilados a partir de Miele et al. (2015) e Nicoloso e Miele (2016), que mostram as diferenças de quantidades de nutrientes geradas anualmente para diferentes animais e categorias.

Tabela 2. Relação entre a densidade e os teores de matéria seca e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos e bovinos, utilizada pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC).

Origem	Densidade ⁽¹⁾ (g L ⁻¹)	Matéria seca (%)	N total	P ₂ O ₅ (kg m ⁻³)	K ₂ O
Suínos	1.000	0	0,37	0	0,38
	1.010	1,63	1,91	1,45	1,13
	1.020	3,91	3,44	2,99	1,75
	1.030	6,19	4,98	4,53	2,38
	1.040	8,47	6,51	6,05	3,00
	1.050	10,75	8,05	7,58	3,63
Bovinos	1.000	0	0,06	0,05	0,06
	1.010	1,99	0,74	0,43	0,71
	1.020	4,34	1,43	0,80	1,36
	1.030	6,69	2,11	1,18	2,00
	1.040	9,04	2,80	1,56	2,64
	1.050	11,39	3,48	1,93	3,29

⁽¹⁾Densidade medida com densímetro Incoterm, com graduação de 1.000 a 1.100. Os valores com escala de 0,001 e correção de leitura pela temperatura podem ser consultados diretamente na bibliografia original.

Fonte: Manual... (2016)⁽¹⁾ e adaptado de Nicoloso et al. (2016)⁽²⁾.

Tabela 3. Produção de resíduo e quantidades anuais de nutrientes contidas nos dejetos de diferentes animais e categorias.

Origem	Resíduo orgânico	Produção de resíduo ⁽¹⁾ (m ³ ano ⁻¹ por animal)	N total P ₂ O ₅ K ₂ O (kg ano ⁻¹ por animal)		
			Aves	Frangos (1.000 aves) ^(1,2)	1,42
Suínos	Suínos (terminação) ⁽¹⁾	1,64	8,0	4,3	4,0
	Suínos (creche) ⁽¹⁾	0,84	0,40	0,25	0,35
	Suínos (UPL) ⁽¹⁾	8,32	25,7	18,0	19,4
	Suínos (CC) ⁽¹⁾	17,2	85,7	49,6	46,9
Bovinos	Bovinos (leite) ⁽¹⁾	20,0	65,6	36,8	61,8

⁽¹⁾Calculado a partir de Miele et al. (2015) e Nicoloso e Oliveira (2016). Produção de dejetos e nutrientes por animal alojado: para unidades de terminação, considerando 3,26 lotes de suínos em terminação por ano; para creches considerando leitões até 28 dias; para unidades de produção de leitões (UPL) e ciclo completo (CC), a unidade é a matriz alojada, considerando 2,35 partos por ano, 12 leitões por parto e 11,5 leitões terminados por matriz por parto. ⁽²⁾Calculado para 1.000 aves a partir de Nicoloso et al. (2016), considerando 13 aves alojadas por metro quadrado, 0,10 m de espessura de cama, densidade da cama de 600 kg por metro cúbico e troca de cama a cada 15 lotes de 42 dias e 7 dias de intervalo.

Considerando, por exemplo, as necessidades de N, P₂O₅ e K₂O para a produção de 8 mil quilogramas por hectare de grãos de milho¹, os resíduos gerados por 2,4 vacas ou 20 suínos em terminação seriam suficientes para suprir inteiramente as necessidades de nitrogênio da cultura. Nesse caso, haveria excedente de potássio (K) e seria necessária apenas uma pequena adubação complementar para fósforo (P). Como visto por esse exemplo, há desbalanço entre a necessidade de nutrientes pelas culturas e o suprimento pelos dejetos, por isso metodologias de cálculo foram desenvolvidas para melhor ajuste da recomendação usando fontes orgânicas de fertilizantes.

1 Considerando densidade de 75 mil plantas por hectare, solo com teores altos de P e K, teores médios de matéria orgânica e cultura anterior com gramínea de alta produtividade. Recomendação de 160 kg ha⁻¹, 120 kg ha⁻¹ e 80 kg ha⁻¹ de N, P₂O₅ e K₂O, segundo CQFS-RS/SC (Manual..., 2016).

Cálculo para recomendação de fertilizantes orgânicos

Embora os nutrientes minerais essenciais para as plantas sejam em número de 14, nos solos sul-brasileiros, em razão do menor grau de intemperismo dos solos e do uso frequente de calcário para corrigir a acidez, apenas os macronutrientes primários (N, P e K) são considerados no sistema de cálculo da adubação orgânica para as culturas (Manual..., 2016). Pelo sistema de recomendação de adubação do Sul do Brasil, depois de obtidos os valores de N, P_2O_5 e K_2O requeridos pelas culturas por meio da interpretação da análise de solo, o usuário pode escolher a fonte de fertilizante a ser utilizada – mineral ou orgânica. No caso dos resíduos orgânicos, como cada um deles possui proporção fixa de N, P_2O_5 e K_2O (não existem “fórmulas”), normalmente se calcula a quantidade máxima do material orgânico que pode ser colocada para suprir um dos nutrientes, complementando os demais com fertilizantes minerais.

Quanto ao uso de fertilizantes orgânicos, é importante considerar que nem todo o nutriente presente no material orgânico será imediatamente disponibilizado para as plantas, pois parte dos nutrientes pode estar associada a material orgânico indisponível ou de lenta decomposição (Nicoloso et al., 2016). Assim, para os diferentes materiais, são atribuídos índices de liberação dos nutrientes, como os apresentados na Tabela 4. Por exemplo, a cama de frangos apresenta índice de eficiência agrônômica para N de 0,5% ou 50%. Isso 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). 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), enquanto os 30% restantes do N são considerados indisponíveis para as culturas.

No sistema de recomendação de adubação, a dose de fertilizante orgânico a ser aplicada ao solo considera as quantidades de nutrientes recomendadas para uma dada cultura, com base na análise do solo, sua expectativa de rendimento, teor e índice de eficiência agrônômica do fertilizante a ser empregado, podendo ser calculada de acordo com as equações 1 e 2 descritas a seguir (Nicoloso et al., 2016):

Tabela 4. Mineralização de nutrientes nos dois primeiros cultivos após a aplicação dos principais resíduos oriundos de dejetos provindos da avicultura, suinocultura e bovinocultura.

Origem animal	Resíduo orgânico	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
		1º	2º	1º	2º	1º	2º
		%					
Aves	Cama de frangos ⁽¹⁾	50	20	80	20	100	0
	Cama de peru ⁽¹⁾	50	20	70	20	100	0
	Cama de poedeiras ⁽¹⁾	50	20	70	20	100	0
Suínos	Esterco sólido de suínos ⁽¹⁾	60	20	80	20	100	0
	Dejeto líquido de suínos ⁽¹⁾	80	0	90	10	100	0
	Cama sobreposta de suínos ⁽¹⁾	20	0	70	30	100	0
	Composto de dejeto de suínos ⁽¹⁾	20	0	70	30	100	0
Bovinos	Esterco sólido de bovinos ⁽¹⁾	30	20	80	20	100	0
	Dejeto líquido de bovinos ⁽¹⁾	50	20	80	20	100	0
	Composto de esterco de bovinos ⁽²⁾	50	20	70	20	100	0

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2016)⁽¹⁾ e Russelle et al. (2009)⁽²⁾.

Fertilizantes sólidos:

$$Dose (t \text{ ha}^{-1}) = QRN / [(MS/100) \times C \times (IE/100)] \quad (\text{Equação 1})$$

Fertilizantes líquidos:

$$Dose (m^3 \text{ ha}^{-1}) = QRN / [C \times (IE/100)] \quad (\text{Equação 2})$$

em que:

Dose = quantidade de adubo orgânico a ser aplicada no solo (t ha⁻¹ para sólidos ou m³ ha⁻¹ para líquidos).

QRN = quantidade recomendada do nutriente.

MS = percentagem de matéria seca do fertilizante orgânico sólido (obtida na Tabela 1).

C = concentração de N, P_2O_5 ou K_2O no fertilizante orgânico (em $kg\ t^{-1}$, obtida na Tabela 1).

IE = índice de eficiência agrônômica do fertilizante (obtido na Tabela 4).

Considerando o mesmo exemplo para produção de milho descrito no item *Caracterização de alguns dejetos animais* (página 79), com necessidades de adubação de $160\ kg\ ha^{-1}$ de N, $120\ kg\ ha^{-1}$ de P_2O_5 e $80\ kg\ ha^{-1}$ de K_2O ; usando cama de aves como fonte de nutrientes e a Equação 1, têm-se os seguintes valores:

a) Para atender a demanda de N:

$$Dose = 160 / [(75/100) \times 38 \times (50/100)] = 11,2\ t\ ha^{-1}$$

b) Para atender a demanda de P_2O_5 :

$$Dose = 120 / [(75/100) \times 40 \times (80/100)] = 5,0\ t\ ha^{-1}$$

c) Para atender a demanda de K_2O :

$$Dose = 80 / [(75/100) \times 35 \times (100/100)] = 3,0\ t\ ha^{-1}$$

Neste caso, a recomendação técnica é usar a menor dose recomendada, ou seja, para este caso $3,0\ t\ ha^{-1}$ de cama aviária, a fim de atender a demanda de K do milho, complementando a adubação com N e P por meio de outra fonte de fertilizante mineral (Nicoloso et al., 2016). Ressalta-se que, se fosse feita a opção pela dose mais alta ($11,2\ t\ ha^{-1}$), visando atender a demanda de N, isso resultaria em um aporte excessivo de $149\ kg\ ha^{-1}$ de P_2O_5 e $214\ kg\ ha^{-1}$ de K_2O , o que deve ser evitado a fim de que sejam mitigados possíveis impactos ambientais do excesso de P, especialmente relacionados à eutrofização de águas (Gatiboni et al., 2015a). Se, por sua vez, a aplicação fosse excessiva para N, os problemas relacionados seriam a lixiviação de nitrato, a volatilização de amônia e a emissão de óxido nitroso (Aita et al., 2014).

Assim, embora sejam excelentes fertilizantes, os dejetos apresentam algumas dificuldades de uso em relação aos fertilizantes industrializados, como a baixa concentração de nutrientes nos dejetos. Isso acarreta algumas desvantagens, tais como: maiores custos de transporte e aplicação do material e, principalmente, a dificuldade

de ajuste das dosagens de dejetos conforme a necessidade de nutrientes das culturas, já que a proporção entre os nutrientes no dejetos nem sempre coincide com a demandada pelas culturas. Apesar disso, os resíduos orgânicos podem ser tranquilamente utilizados como fertilizantes dentro de um sistema racional de gestão de resíduos na propriedade rural, mas deve-se ter um manejo adequado a fim de balancear as quantidades de nutrientes aplicadas via dejetos com as necessidades das plantas, para evitar impactos ambientais indesejáveis pela adição excessiva de nutrientes. Cabe ressaltar que, quando utilizados adequadamente, os resíduos podem ser tão eficientes quanto os fertilizantes industrializados na resposta das plantas.

Resposta das plantas e impactos no solo do uso de dejetos como fertilizantes

Para exemplificar as consequências do uso de dejetos como fertilizantes em solos catarinenses, serão descritos três experimentos de longo prazo (10 anos) conduzidos por pesquisadores da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), em diferentes regiões do estado de Santa Catarina.

Um experimento foi conduzido por 10 anos por um grupo de pesquisa da UFSC e avaliou diferentes aspectos da adubação com dejetos de suínos. O experimento foi conduzido sob sistema plantio direto em um solo com 33% de argila, no município de Braço do Norte, SC, com cultivo de milho no verão e cobertura de aveia-preta no inverno. Os tratamentos testados foram ureia, dejetos líquidos de suínos e composto de dejetos de suínos com o objetivo de suprir a necessidade de N das culturas. Nos 10 anos de condução do experimento, de maneira geral, observou-se que o uso de dejetos de suínos ou composto de dejetos de suínos acarretou produtividades equivalentes ou superiores em relação ao uso da ureia. No período, observou-se que o uso de composto de dejetos de suínos aumentou o teor de carbono (C) do solo, melhorou a agregação do solo e diminuiu a densidade do solo, havendo um ambiente

mais favorável para o crescimento radicular (Comin et al., 2013). No entanto, esses benefícios não foram observados quando do uso de dejetos líquido de suínos. O uso dos fertilizantes orgânicos, principalmente o composto, aumentou a atividade microbiana do solo (Morales et al., 2016). O uso de dejetos líquido ou composto durante 10 anos aumentou a matéria orgânica e a CTC do solo em até 30 cm de profundidade, e o composto também provocou elevação do pH e diminuição da saturação de alumínio (Al) até a mesma profundidade. Por sua vez, o uso de dejetos líquido não afetou o pH e o Al do solo (Brunetto et al., 2012). Contudo, o uso dos fertilizantes orgânicos baseado na necessidade de N das culturas provocou grande acúmulo de outros nutrientes no solo (os quais têm demanda menor pelas culturas). Foram observados teores de P no solo de 5 a 13 vezes maiores que os valores adequados para as culturas (Guardini et al., 2012a), o que deixou esses solos com alto potencial de poluição o ambiente (Guardini et al., 2012b). Além disso, constatou-se acumulação de cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo com o uso dos fertilizantes orgânicos (Tiecher et al., 2013), embora os altos teores desses nutrientes não tenham causado efeito tóxico para o milho (Benedet et al., 2016).

Um grupo de pesquisa da Udesc conduziu um experimento por 15 anos e avaliou diferentes aspectos da adubação com dejetos de suínos. O experimento foi conduzido sob sistema plantio direto em um solo com 68% de argila, no município de Campos Novos, SC, com cultivo de milho no verão e cobertura de aveia-preta no inverno. Os tratamentos testados foram a adubação mineral segundo recomendações técnicas e a aplicação de dejetos e doses de dejetos líquido de suínos até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Nos 15 anos de condução do experimento, observou-se que a substituição da adubação mineral por dejetos líquidos de suínos acarretou produtividades de milho equivalentes ou superiores ao uso de adubação mineral (Cassol et al., 2012), evidenciando a efetividade dos dejetos como fornecedores de nutrientes para as plantas. Semelhantemente ao relatado anteriormente para solo arenoso, a aplicação continuada de dejetos de suínos não provocou alterações de pH (Cassol et al., 2012), mas houve manutenção da qualidade física do solo (Arruda et al., 2010) e aumento da matéria orgânica do solo (Mafra et al., 2014), enquanto o uso da adubação

mineral provocou maior reacidificação do solo (Cassol et al., 2011). Houve elevação dos teores de N, cálcio (Ca), magnésio (Mg), P e K no solo (Cassol et al., 2012; Gorskopf et al., 2015), aumentando também a perda desses nutrientes por lixiviação, exceto o P (Gorskopf et al., 2016; Sacomori et al., 2016).

Também na região de Campos Novos, SC, um grupo de pesquisadores da Epagri, representado no trabalho de Pandolfo et al. (2008), avaliou um experimento conduzido por 10 anos em um solo muito argiloso, testando vários sistemas de preparo do solo e fontes de nutrientes. Os autores mostraram que o melhor desempenho técnico foi obtido quando o solo foi manejado sob plantio direto e não houve diferença entre o uso de adubação mineral, dejetos líquidos de bovinos e dejetos líquidos de suínos; porém o uso de cama aviária teve desempenho superior em aspectos relacionados aos atributos químicos do solo e desempenho das plantas.

Pelo exposto nos exemplos descritos anteriormente, os fertilizantes orgânicos podem substituir os fertilizantes industrializados sem prejuízo para a produtividade das culturas. Além disso, o uso dos fertilizantes orgânicos retarda a reacidificação do solo e melhora a qualidade química e biológica do solo, com aumento de matéria orgânica, dos teores de macro e micronutrientes e elevação da atividade microbiana do solo. Também são observadas melhorias na qualidade física do solo, como aumento de porosidade, diminuição da densidade do solo e melhoria da agregação do solo, principalmente quando são usados fertilizantes orgânicos na forma sólida, como cama aviária ou composto de dejetos. Por sua vez, alguns nutrientes como P, Cu e Zn são acumulados no solo e podem aumentar o risco ambiental dos solos.

Problemas ambientais pelo uso excessivo de dejetos

Uma das maiores dificuldades do uso racional de dejetos é o ajuste das dosagens conforme a necessidade de nutrientes das culturas, já que a proporção entre os nutrientes no dejetos nem sempre coincide com a demandada pelas culturas. Sobre esse último aspecto, enquanto para os fertilizantes industrializados podem-se escolher entre dezenas de formulações com diversas concentrações e proporções entre

os nutrientes, nos dejetos líquidos de suínos, por exemplo, a proporção média é de $N:P_2O_5:K_2O$ de 1,9:1,6:1,0, embora essa proporção possa variar muito conforme as condições de geração e armazenamento do dejetos. Se considerarmos que as plantas necessitam muito mais N do que P, como, por exemplo, a cultura do milho, que exporta uma proporção aproximada de 2,7:1,3:1,0 de $N:P_2O_5:K_2O$ para os grãos (Bona et al., 2016), é nítido concluir que, se o dejetos for aplicado no solo para suprir a demanda de N, certamente estará sendo aplicado P além do necessário para a planta. Com isso, haverá aumento do teor desse nutriente no solo, o que constitui o principal problema ambiental relacionado ao uso de dejetos: a aplicação de doses excessivas de P.

Embora o P seja fortemente fixado às partículas do solo, as perdas em relação a esse nutriente ocorrem principalmente pelo escoamento superficial do solo e pela erosão, os quais transportam água e partículas do solo e o P ligado a elas (Gatiboni et al., 2015a, 2015b). A aplicação continuada de dejetos na camada superficial do solo provoca o enriquecimento dessa camada em P. Quando isso ocorre, o P pode ser transferido para os sistemas aquáticos com maior intensidade. A saturação desse nutriente na camada superficial também ocasiona maior liberação de P para a solução do solo e, conseqüentemente, a migração do elemento via drenagem vertical do solo (Gatiboni et al., 2015a, 2015b). O aumento de P nos sistemas aquáticos é extremamente danoso para o ambiente, pois, da mesma maneira que ele é naturalmente pobre no solo e essencial para as plantas, também é naturalmente pobre nas águas e essencial para as algas. Quando há aumento da concentração de P nas águas, ocorre rápido crescimento de algas nos sistemas aquáticos (afloramento de algas), fenômeno conhecido como eutrofização das águas, o que torna a água imprópria para seus principais usos. Dessa maneira, um dos principais impactos ambientais do uso de dejetos em doses inadequadas é a poluição com P, por isso muitos países limitam o uso de fertilizantes nos solos, baseando suas recomendações na quantidade de P que potencialmente pode ser liberada para os sistemas aquáticos.

Assim, em um sistema racional de uso de dejetos como fertilizantes, deve-se evitar a aplicação de doses excessivas de P por duas razões, ilustradas na Figura 1: a) doses elevadas de P, acima do teor crítico no solo para as plantas, não se traduzem

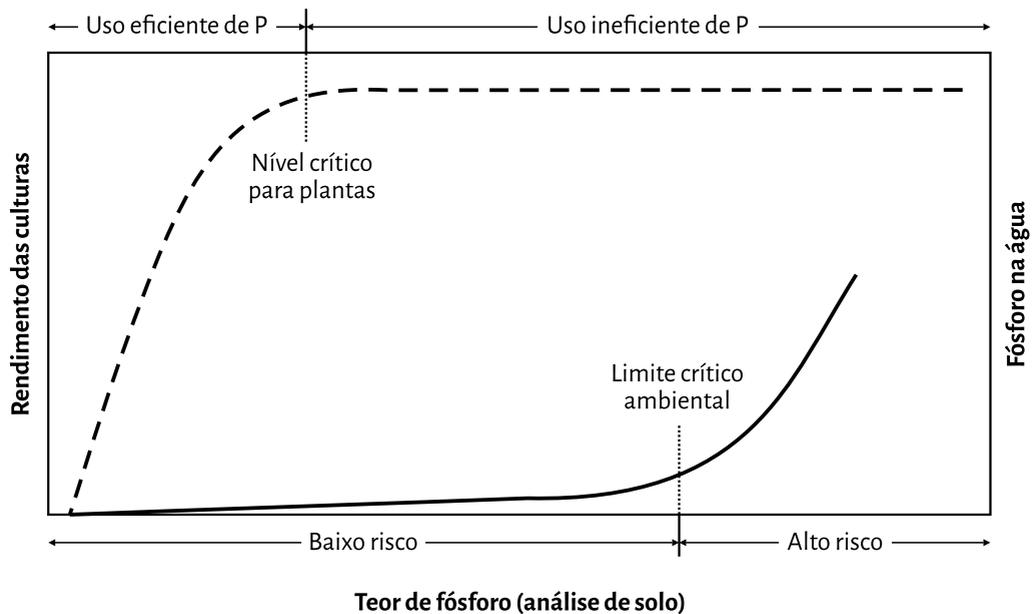


Figura 1. Representação esquemática do rendimento relativo das culturas e da quantidade de fósforo (P) na água, em função do teor de P disponível no solo, destacando-se o nível crítico de P para as culturas e o limite crítico ambiental.

Fonte: Adaptado de Bai et al. (2013).

em aumento no rendimento das culturas; b) doses excessivas de P acarretam em maior quantidade de P perdido para a água.

A Figura 1 conceitua então o que se chama de limite crítico ambiental de P (LCA-P), que é o teor de P disponível no solo a partir do qual o risco ambiental aumenta muito, pois o nutriente começa a ser liberado para a água em maior intensidade. Nesse sentido, um grupo de pesquisadores da Udesc e colaboradores (Gatiboni et al., 2015a, 2015b) constataram que o LCA-P para solos do estado de Santa Catarina era dependente do teor de argila (Figura 2), ou seja, solos mais arenosos são saturados mais rapidamente com P e começam a liberá-lo para a água em doses mais baixas, enquanto solos mais argilosos são mais resistentes, suportando doses maiores. Segundo os autores, o LCA-P pode ser calculado pela Equação 3.

$$LCA-P = 40 + \%Arg$$

(Equação 3)

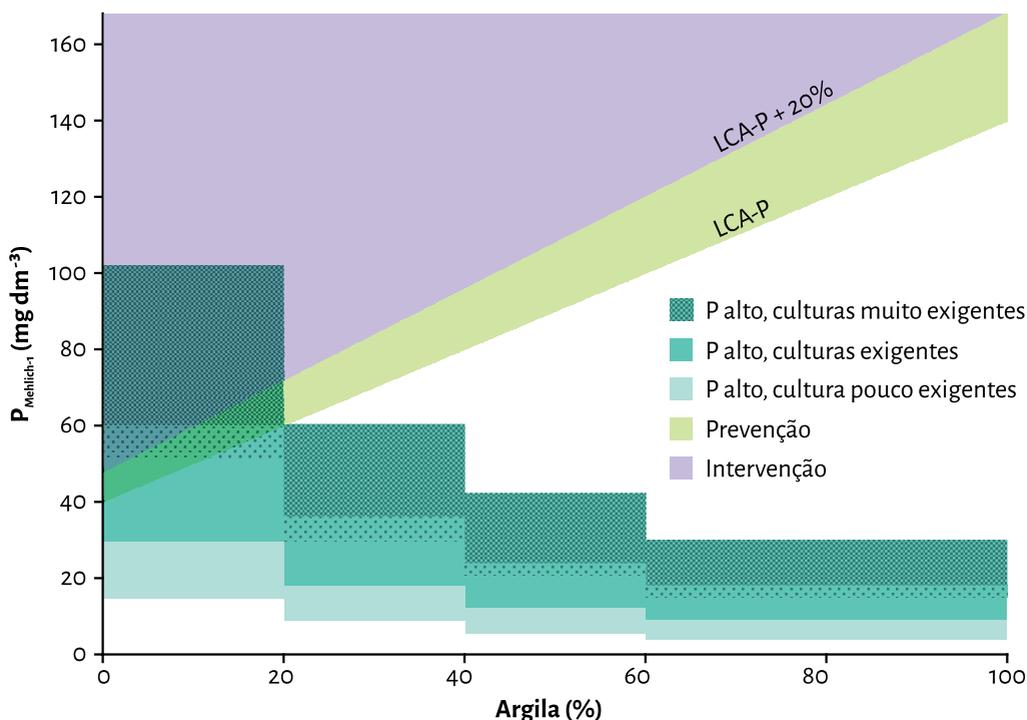


Figura 2. Relação entre teores de argila no solo, teores de P classificados como alto para culturas pouco exigentes, exigentes e muito exigentes, de acordo com a Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC)² e com as classes de prevenção e intervenção segundo o limite crítico ambiental de fósforo (LCA-P)¹.

Fonte: Gatiboni et al. (2015b)¹ e Manual... (2016)².

em que:

$LCA-P$ = teor máximo de P (em mg dm^{-3}) no solo, medido por Mehlich-1.

40 = constante adimensional.

$\%Arg$ = teor de argila do solo (em porcentagem).

Assim, o risco ambiental de um solo que recebeu dejetos pode ser facilmente calculado, por meio apenas de uma análise de solo. Se o teor de P disponível do solo for inferior ao valor calculado do LCA-P para aquele solo (Equação 3), há baixo risco de o solo ser fonte de poluição ambiental com P. Por sua vez, se o teor de P disponível for superior ao LCA-P calculado, o solo é fonte de poluição ambiental e a adição de P, de qualquer fonte (fertilizantes minerais ou orgânicos), deve ser restrita ou suspensa.

Nesse sentido, a legislação que regulamenta o licenciamento ambiental da suinocultura pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (Fatma) (Santa Catarina, 2014) estabeleceu classes de prevenção e intervenção quanto ao risco de poluição por P com base no LCA-P. Essas classes determinam que, quando os teores de P se encontram até 20% acima do LCA-P (classe prevenção), a adubação fosfatada deve se restringir a, no máximo, 50% da dose de manutenção para a cultura a ser adubada (Manual..., 2016). Para solos com teores de P enquadrados na classe de intervenção (mais de 20% acima do LCA-P), a adubação com dejetos ou fertilizantes com P é proibida. Em ambas as classes, o produtor deve empregar medidas mitigatórias a fim de reduzir o risco de perda de P do solo e implementar um plano de manejo de nutrientes que permita a redução dos teores de P até valores abaixo do LCA-P.

A análise da Figura 2 demonstra ainda que, em solos arenosos com menos de 20% de argila, a classe Alta de disponibilidade de P para as culturas agrícolas exigentes ou muito exigentes quanto ao P se sobrepõem às classes de prevenção e intervenção definidas com base no LCA-P. Dessa maneira, a produção desse tipo de cultura em solos arenosos implica adoção obrigatória de um plano avançado de gestão de nutrientes e adubação, assim como uso de medidas que mitiguem o risco de perdas de P do solo, tais como: emprego de sistema plantio direto e plantas de cobertura de solo, terraceamento e cultivo em nível, bem como outras práticas agropecuárias que reduzam o escoamento superficial e aumentem a infiltração e retenção de água no solo. Essas mesmas práticas também são recomendadas para melhorar a gestão de nutrientes em solos mais argilosos. No entanto, como esses solos apresentam maior capacidade de reter P com menores riscos de poluição, valores de P acima da classe Alta de disponibilidade podem ser tolerados desde que abaixo do LCA-P.

Além do P, problemas ambientais também ocorrem por causa do excesso de N (Escosteguy et al., 2016), que também causa eutrofização de água. No Brasil, porém, o uso de doses excessivas de N é menos comum do que em outros países. Também, segundo Escosteguy et al. (2016), o excesso de dejetos pode causar acúmulo de Cu e Zn no solo, como relatado por Tiecher et al. (2013), o que pode causar toxidez para as plantas. Por isso, o uso de dejetos como fontes de fertilizantes na agricultura deve ser

feito seguindo critérios técnicos em relação à aplicação dos dejetos na época certa e na dose correta, evitando assim desperdícios que não trarão respostas econômicas pelas plantas e, principalmente, que podem impactar negativamente o ambiente. Além disso, há necessidade de desenvolver ferramentas eficientes de monitoramento ambiental e de avaliação de risco para áreas com aplicação de dejetos animais.

Considerações finais

Num cenário de agricultura moderna, em que se deve primar pela máxima eficiência de utilização dos insumos, não faz sentido tratar os dejetos animais como resíduos agropecuários. É mais racional considerá-los como subprodutos, os quais devem ser eficientemente reciclados dentro da cadeia produtiva. Assim, a reutilização racional dos dejetos para a fertilização do solo deve ser tratada como necessidade básica dentro dos sistemas de produção. Há muitas pesquisas realizadas no Brasil que comprovam a eficiência do uso dos dejetos como fertilizantes. Contudo, as aplicações de dejetos nos solos agrícolas devem ser feitas sob rigorosos preceitos técnicos, já que é muito comum ocorrerem aplicações excessivas, as quais acarretam em poluição ambiental.

Para monitorar áreas de aplicação de dejetos e coibir excessos, o estado de Santa Catarina dispõe de sistema ainda incipiente de avaliação de risco ambiental do excesso de P aplicado via dejetos. Essa ferramenta traz avanços que visam classificar os solos pelo seu potencial de transferir P para os sistemas aquáticos, mas é um método que ainda precisa ser melhorado pela inclusão de outros fatores (além do teor de argila do solo) que afetam o risco de transferência de P para o ambiente. Essa ferramenta ou outras similares necessitam ser estabelecidas e calibradas para o monitoramento de outros elementos químicos que possam impactar negativamente o ambiente quando da aplicação de dejetos de animais, como o N, Cu e Zn.

Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. 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. (Org.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 2, p. 199-234.
- ARRUDA, C. A. O.; ALVES, M. V.; MAFRA, A. L.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; SANTOS, J. C. P. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 4, p. 804-809, jul./ago. 2010.
- BAI, Z.; LI, H.; YANG, X.; YANG, X. Y.; ZHOU, B. K.; SHI, X. J.; WANG, B. R.; The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. **Plant and Soil**, v. 372, n. 1-2, p. 27-37, 2013.
- BENEDET, L.; COMIN, J. J.; PESCADOR, R.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI FILHO, P.; DE CONTI, L.; COUTO, R. R.; LOVATO, P. E.; CESCO, S.; MIMMO, T.; BRUNETTO, G. Physiological changes in maize grown in soil with copper and zinc accumulation resulting from the addition of pig slurry and deep litter over 10 years. **Water, Air and Soil Pollution**, n. 227, p. 1-15, Nov. 2016.
- BONA, F. D.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; SOUSA, R. O.; SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C. Grãos. In: SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C. (Org.). **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. p. 101-134.
- BRUNETTO, G.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; GUARDINI, R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; MORAES, M. P.; GATIBONI, L. C.; LOVATO, P. E.; CERETTA, C. A. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1620-1628, Oct./Nov. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000500026.
- CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.
- CASSOL, P. C.; SILVA, D. C. P.; ERNANI, P. R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRÉCIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 10, n. 2, p. 103-112, 2011.

COMIN, J. J.; LOSS, A.; VEIGA, M.; GUARDINI, R.; SCHMITT, D. E.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI FILHO, P.; COUTO, R. R.; BENEDET, L.; MULLER JUNIOR, V.; BRUNETTO, G. Physical properties and organic carbon content of a typic hapludult soil fertilized with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v. 51, n. 5, p. 459-470, Apr. 2013. DOI: 10.1071/SR13130.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S.; BRUNETTO, G.; SILVA, L. S. da; BLEY, H. Calagem e adubação e a qualidade ambiental. In: MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. p. 331-342.

GATIBONI, L. C.; SILVA, L. S.; ANGHINONI, I. Diagnóstico da fertilidade do solo e recomendação da adubação. In: SILVA, L. S. da; GATIBONI, L. C. (Org.). **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11 ed. Porto Alegre: SBCS-NRS, 2016. p. 89-99.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1225-1234, 2015a.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Limite crítico ambiental de fósforo para solos sul-brasileiros com adição de altas doses de nutrientes. In: NASCIMENTO, C. W. A.; SOUZA JUNIOR, V. S.; FREIRE, M. B. G. S.; SOUZA, E. R.; (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solos**. Viçosa, MG: SBCS, 2015b. p. 144-171.

GROHSKOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; CORREA, J. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; ERNANI, P. R.; MAFRA, M. S. H.; MAFRA, A. L. Soil Solution Nutrient Availability, Nutritional Status and Yield of Corn Crown in a Typic Hapludox under Twelve Years of Pig Slurry Fertilizations. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-13, July 2016. DOI: 10.1590/18069657rbc20150341.

GROHSKOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; CORREA, J. C.; MAFRA, M. S. H.; PANISSON, J. Organic nitrogen in a typic hapludox fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 127-139, Jan./Feb. 2015. DOI: 10.1590/01000683rbc20150080.

GUARDINI, R.; COMIN, J. J.; SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; SCHMITT, D. E.; BENDER, M. A.; BELLI FILHO, P.; OLIVEIRA, P. A. V.; BRUNETTO, G. Phosphorus

accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1333-1342, July/Aug. 2012b. DOI: 10.1590/S0100-06832012000400027.

GUARDINI, R.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; TIECHER, T.; BENDER, M. A.; SANTOS, D. R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; Gatiboni, L. C.; BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, n. 2, p. 215-225, 2012a.

MAFRA, M. S. H.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; CORREA, J. C.; GROHSKOPF, M. A.; PANISSON, J. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 8, p. 630-638, ago. 2014.

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

MIELE, M.; SILVA, M. L. B.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usina de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v. 24, n. 1, p. 31-46, 2015.

MORALES, D.; VARGAS, M. M.; OLIVEIRA, M. P.; TAFFE, B. L.; COMIN, J. J.; SOARES, C. R.; LOVATO, P. Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. **Ciência Rural**, v. 46, n. 2, p. 260-266, Feb. 2016. DOI: 10.1590/0103-8478cr20140565.

NICOLOSO, R. S.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; CERETTA, C. A.; SPAGNOLLO, E.; CASSOL, P. C.; COMIN, J. J.; BRUNETTO, G. Adubos e adubação orgânica. In: SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C. (Org.). **Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11. ed. Frederico Westphalen: NRS-SBCS, 2016. p. 317-328.

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

OLIVI, M. C.; DIAS, R. S.; NICOLOSO, R. S. Análise técnica-econômica sobre o uso agrônômico do biofertilizante dos dejetos de suínos na microbacia Santa Fé no município

de Itapiranga-SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGRONOMIA, 29., 2015, Foz do Iguaçu. Desafios e oportunidades profissionais: anais. Curitiba: Confea-PR, 2015. 1 CD-ROM.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A.; VEIGA, M.; MASSIGNAM, A. M. Análise técnica de fontes de nutrientes associadas com preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 759-768, 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000200030.

RUSSELLE, M. P.; BLANCHET, K. M.; RANDALL, G. W.; EVERET, L. A. Characteristics and nitrogen value of stratified bedded pack dairy manure. **Crop Management Research**, 2009. DOI: 10.1094/CM-2009-0717-01-RS.

SACOMORI, W.; CASSO, P. C.; ERNANI, P. R.; MIQUELLUTI, D. J.; COMIN, J. J.; GATIBONI, L. C. Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos suíno. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 15, p. 245-258, 2016. DOI: 10.5965/223811711532016245

SANTA CATARINA (Estado). **Instrução Normativa 11, versão outubro/2014**. Santa Catarina: Fatma, 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2018.

TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 812-824, May/June 2013. DOI: 10.1590/S0100-06832013000300028

Uso agrícola de dejetos de animais como fertilizante: emissões gasosas de nitrogênio e medidas mitigatórias

Celso Aita ■ *Stefen Barbosa Pujol* ■ *Rosemar de Queiroz* ■
Rogério Gonzatto ■ *Ezequiel Cesar Carvalho Miola* ■ *Heitor*
Luis Santin Bazzo ■ *Sandro José Giacomini* ■ *Janquieli Schimann*

Introdução

A suinocultura e a bovinocultura de leite têm apresentado forte expansão nos últimos anos, sobretudo na região Sul do Brasil, a qual detém aproximadamente 51,1% do rebanho nacional de suínos e 21,4% do rebanho leiteiro (Produção da Pecuária Municipal, 2017). Uma das características marcantes dessas duas atividades, especialmente da suinocultura, refere-se ao confinamento total dos animais durante todo o ciclo produtivo, o que resulta na concentração de elevados volumes de dejetos próximos aos locais de produção.

O baixo aproveitamento dos nutrientes fornecidos por meio da dieta resulta na excreção de quantidades expressivas desses nutrientes na urina e nas fezes dos animais. A mistura desses dois componentes (fezes + urina), juntamente com restos de alimentação, água da lavagem das instalações e das sobras de bebedouros, além de eventuais entradas externas de água (ex.: água das chuvas), recebe a denominação de dejetos líquidos ou chorume. A concentração de nutrientes, especialmente de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), nos dejetos de animais, aliada ao custo elevado e crescente dos fertilizantes minerais, tem tornado cada vez mais atrativa e viável a estratégia de ciclagem dos nutrientes dos dejetos em sistemas agrícolas, utilizando-os em programas de adubação das culturas.

Nas regiões dedicadas à suinocultura e à bovinocultura de leite no Sul do Brasil, há predomínio do manejo dos dejetos na forma líquida. Por isso, o armazenamento dos dejetos é feito principalmente em esterqueiras anaeróbicas, até a sua aplicação no campo. Nesse ambiente, deficiente em oxigênio (O₂), o processo microbiano de nitrificação é inibido e o N orgânico dos dejetos, que vai sendo gradualmente

mineralizado, acumula-se na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), cuja proporção pode atingir mais de 50% do teor de N total dos dejetos líquidos gerados na suinocultura e na bovinocultura de leite (Powell et al., 2011; Aita et al., 2014).

Diversos trabalhos de pesquisa realizados no Brasil, em distintas condições de solo e clima, já comprovaram o elevado potencial fertilizante dos dejetos líquidos de suínos e de bovinos, em culturas como o milho, o trigo e a aveia (Ceretta et al., 2005; Schirmann et al., 2013; Gonzatto et al., 2017). Todavia, em diversas situações, o uso agrícola dos dejetos também pode impactar negativamente o ambiente, contribuindo para a poluição do solo, da água e do ar (Ceretta et al., 2010).

Com a rápida expansão do sistema plantio direto (SPD) no Sul do País, os problemas ambientais decorrentes do uso dos dejetos líquidos de suínos e de bovinos aumentaram significativamente. Isso porque, nesse sistema de preparo do solo, os dejetos líquidos devem ser aplicados obrigatoriamente na superfície do solo, sobre os resíduos culturais e sem incorporação posterior. Com isso, a poluição atmosférica pode ocorrer, principalmente, por meio da emissão de maus odores (Parker et al., 2013) e de N na forma gasosa de amônia (NH_3) (Sherlock et al., 2002; Chantigny et al., 2007).

Quanto à contaminação da água em SPD, ela pode ocorrer, principalmente, via escoamento superficial, por meio do qual microrganismos potencialmente patogênicos (Amin et al., 2014, 2016), antibióticos e hormônios (Pinheiro et al., 2013), além de carbono (C) e nutrientes (Ball Coelho et al., 2007; Broetto et al., 2014), podem ser carregados aos mananciais de superfície, causando a sua eutrofização. A elevada taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos no solo (Aita et al., 2007) resulta em grandes quantidades de nitrato (NO_3^-), que poderá ser lixiviado (Bergström; Kirchmann, 2006) e atingir o lençol freático, além de aumentar o potencial de sua redução até óxido nitroso (N_2O), principalmente por meio do processo microbiano de desnitrificação. A preocupação com as implicações negativas do N_2O sobre o ambiente e a análise da relação entre a produção desse gás com o uso agrícola dos dejetos de animais têm motivado a realização de diversos estudos nos últimos anos, em diferentes condições edafoclimáticas (Vallejo et al., 2005; Chantigny et al., 2010; Pelster et al., 2012; Aita et al., 2014, 2015, 2018).

Neste capítulo, serão abordadas as emissões gasosas de N, nas formas de NH_3 e N_2O , decorrentes do uso agrícola dos dejetos de animais como fertilizantes. Também será feita uma abordagem sobre as principais estratégias de mitigação do potencial poluidor relativo a essas emissões. Será dada ênfase à injeção subsuperficial em SPD dos dejetos gerados pela suinocultura e pela bovinocultura de leite e ao uso de inibidores de nitrificação.

Emissões de amônia (NH_3)

A elevada proporção de N na forma amoniacal dos dejetos de animais manejados na forma líquida, principalmente de suínos, representa uma fonte de N prontamente disponível às culturas. Todavia, essa fração também apresenta elevado potencial de perda de N para a atmosfera durante e após a aplicação dos dejetos no solo, já que NH_3 é um gás que pode ser facilmente volatilizado, dependendo das condições de solo, do clima e das características dos dejetos (Chantigny et al., 2009; Dell et al., 2011; Carozzi et al., 2012).

Além de representar perda econômica e de potencial fertilizante, em razão dos custos elevados dos fertilizantes nitrogenados minerais e sintéticos, a volatilização de NH_3 também representa riscos quanto à poluição ambiental e à saúde humana e animal. Isso ocorre porque, após a emissão, a NH_3 combina-se com outros compostos químicos na atmosfera formando partículas inaláveis em suspensão, menores do que 2,5 micras ($\text{PM}_{2,5}$), que podem ser carregadas pelo vento por quilômetros de distância e afetar a saúde humana causando problemas respiratórios (Powell et al., 2011). Além disso, a NH_3 volatilizada pode retornar da atmosfera para o solo através das chuvas ácidas e provocar o desequilíbrio de ecossistemas naturais (Powell et al., 2011). Ao retornar ao solo, a NH_3 será nitrificada, e o NO_3^- produzido por meio desse processo poderá ser utilizado na respiração anaeróbica de bactérias desnitrificadoras e reduzido até N_2 , passando pela forma gasosa intermediária de N_2O (Baggs, 2008), que é um potente gás de efeito estufa (GEE). De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês Intergovernmental Panel on Climate

Change) (Gillenwater et al., 2006), essa emissão indireta de N_2O pode atingir 1% da quantidade de N que foi emitida para a atmosfera na forma gasosa de NH_3 .

A temperatura do ar e do solo, a radiação solar líquida, o deficit de saturação de pressão e a velocidade dos ventos são os fatores climáticos que mais influenciam o processo físico-químico de volatilização de NH_3 (Smith et al., 2007). No estudo realizado recentemente por Huijsmans et al. (2018), a temperatura e a velocidade do vento foram os principais fatores ambientais que influenciaram a volatilização de NH_3 após a aplicação de dejetos líquidos de bovinos em pastagens permanentes da Irlanda.

Quanto aos dejetos manejados na forma líquida, normalmente a maior proporção do N amoniacal encontra-se dissolvido na fração líquida (Aita et al., 2014). Por isso, em SPD, quanto menor a taxa de infiltração dessa fração no solo, maior será a exposição dos dejetos aos fatores ambientais e maiores serão as perdas de N por volatilização de NH_3 (Bhandral et al., 2009). Há também uma relação direta entre os teores de matéria seca dos dejetos e a volatilização de NH_3 , uma vez que as partículas sólidas dos dejetos podem obstruir os poros da camada superficial do solo. Essa obstrução dificulta a infiltração dos dejetos (Misselbrook et al., 2005) e, com isso, há aumento da concentração de N amoniacal na superfície do solo, o qual fica mais susceptível à volatilização de NH_3 (Powell et al., 2011).

Todos esses aspectos relacionados aos dejetos, ao solo e ao clima exercem maior influência sobre a volatilização de NH_3 quando os dejetos são aplicados na superfície do solo, sobre os restos culturais, como ocorre nas lavouras em SPD. Como essas condições mudam para cada situação, a proporção do N total dos dejetos que é perdida por volatilização de NH_3 apresenta grande amplitude de variação nos diversos estudos conduzidos em SPD, como ilustram os resultados apresentados na Tabela 1. Essa grande variação observada é oriunda de diversas causas, com destaque para as seguintes: variações na composição dos dejetos, região, quantidade e tipo de resíduos culturais sobre o solo, época do ano, além da grande diversidade nas metodologias empregadas na avaliação da volatilização de NH_3 . Embora varie de 16,9% a 68,0% para os dejetos líquidos de suínos e de 19,0% a 71,0% para os de bovinos, a

Tabela 1. Perdas de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH₃) em diferentes estudos envolvendo o uso agrícola de dejetos líquidos de bovinos e suínos aplicados na superfície do solo.

Tipo de dejetos	N-NH ₄ ⁺ aplicado (kg ha ⁻¹ de N)	Volatilização de NH ₃		Referência
		Total	Percentual (% N-NH ₄ ⁺ aplicado)	
Bovinos	113,5	43,9	38,6	Bhandral et al. (2009)
Bovinos	70,0	35,8	51,0	Dosch e Gutser (1996)
Bovinos	32,5	12,9	39,7	Rodhe et al. (2006)
Bovinos	56,0	25,8	46,0	Thompson e Meisinger (2005)
Bovinos	68,0	30,2	44,4	Carozzi et al. (2013)
Bovinos	88,9	62,5	70,0	Dell et al. (2012)
Bovinos ⁽¹⁾	91,0	17,0	19,0	Thompson e Meisinger (2005)
Bovinos ⁽²⁾	51,0	36,0	71,0	Thompson e Meisinger (2005)
Suínos	252,0	57,0	22,6	Sherlock et al. (2002)
Suínos	119,0	26,5	22,3	Gonzatto et al. (2013)
Suínos	100,4	22,0	21,9	Chantigny et al. (2007)
Suínos	60,3	23,7	40,0	Chantigny et al. (2004)
Suínos	78,2	43,0	55,0	Dell et al. (2012)
Suínos	100,0	43,6	43,6	Smith et al. (2007)
Suínos	96,8	65,8	68,0	Huijsmans et al. (2003)
Suínos	150,2	25,4	16,9	Rochette et al. (2001)
Suínos	86,8	39,9	46,0	Rochette et al. (2009)
Suínos	100,7	34,2	34,0	Chantigny et al. (2009)
Média	95,3	35,8	41,7	

⁽¹⁾Aplicação realizada no inverno (entre 4 °C e 6 °C). ⁽²⁾Aplicação realizada na primavera (entre 15 °C e 25 °C).

proporção média do N amoniacal perdida por volatilização de NH₃ foi de 41,8% do N amoniacal aplicado com os dois tipos de dejetos, o que evidencia a importância de buscar estratégias que possam mitigar tais perdas.

Embora a incorporação dos dejetos líquidos no solo apresente elevada eficiência na redução da volatilização de NH_3 (Thompson; Meisinger, 2005; Carozzi et al., 2013), essa prática é incompatível com o SPD, no qual a única área do solo que pode ser mobilizada limita-se aos sulcos de semeadura das culturas. Naquelas situações em que os dejetos líquidos podem ser incorporados, essa operação deve ser feita o mais rapidamente possível após a aplicação na superfície do solo, uma vez que a volatilização de NH_3 é um processo extremamente rápido. No trabalho de Rochette et al. (2001), 60% da perda total de N por volatilização de NH_3 ocorreu nas primeiras 6 horas após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos na superfície do solo, enquanto, em Chantigny et al. (2009), 60%-70% da perda total de NH_3 ocorreu nas primeiras 30 horas.

Essa cinética observada na volatilização de NH_3 , com taxas elevadas apenas nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, deve-se à combinação de diversos fatores, tais como a redução da concentração de N amoniacal na superfície do solo, em consequência da própria volatilização, a infiltração dos dejetos no solo, a nitrificação (Chantigny et al., 2009; Carozzi et al., 2012), que contribui para reduzir o pH do solo (Sommer; Jacobsen, 1999), e a adsorção do NH_4^+ às argilas e à matéria orgânica do solo (Sommer; Jacobsen, 1999; Carozzi et al., 2012).

Outra estratégia que tem apresentado elevada eficiência na redução das perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos líquidos de animais consiste na sua injeção no solo, por meio de equipamentos que permitem a injeção subsuperficial dos dejetos em condições de SPD. Embora bastante empregada em outros países, principalmente para a aplicação dos dejetos líquidos em pastagens (Vallejo et al., 2005; Dell et al., 2011), o uso dessa prática ainda é incipiente no Brasil. Os primeiros trabalhos foram realizados em um Argissolo da Depressão Central do Rio Grande do Sul, utilizando um equipamento (Figura 1) que foi desenvolvido em parceria entre professores/pesquisadores da Universidade de Passo Fundo (UPF) e da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e a empresa Mepel máquinas e equipamentos Ltda¹. Os resultados obtidos até aqui evidenciaram que a injeção, tanto

1 Disponível em: <<http://mepel.ind.br/>>.



Foto: Celso Aita

Figura 1. Equipamento distribuidor de adubos orgânicos líquidos.

de dejetos líquidos de suínos (Aita et al., 2014) quanto de bovinos (Aita et al., 2018), reduz a volatilização de NH_3 para níveis próximos aos observados no tratamento testemunha, sem aplicação de dejetos. Essa redução nas perdas de N na forma de NH_3 aumentou a disponibilidade de N mineral no solo e a recuperação do N dos dejetos pelas culturas do milho e do trigo (Gonzatto et al., 2016). Com isso, a produtividade de grãos de milho aumentou de $0,8 \text{ t ha}^{-1}$ a $2,0 \text{ t ha}^{-1}$ e a de trigo $0,3 \text{ t ha}^{-1}$, em relação à aplicação dos dejetos na superfície do solo (Gonzatto et al., 2017).

Apesar desses benefícios proporcionados pela injeção dos dejetos líquidos no solo, é preciso intensificar os estudos nessa área, variando as condições de solo e de clima e a própria profundidade de injeção. A busca de melhorias na eficiência do sistema de injeção dos dejetos no solo, sem deixá-los expostos às condições atmosféricas, também merece atenção por parte da pesquisa. Além disso, é preciso determinar tanto o custo do consumo adicional de combustível, relativo a maior demanda de potência para tracionar a máquina durante a injeção dos dejetos, quanto o consequente aumento na emissão de gases poluidores da atmosfera dessa operação.

Emissões de óxido nitroso (N₂O)

O N₂O, que é produzido principalmente por meio dos processos microbianos de nitrificação e de desnitrificação (Zhu et al., 2015; Loick et al., 2017), é o GEE que mais tem recebido atenção por parte da pesquisa mundial nos últimos anos, tanto na quantificação de tais emissões quanto na busca de medidas mitigatórias. A razão disso é o fato de que, apesar de representar pouco em termos quantitativos, a emissão de N na forma gasosa de N₂O tem implicações no aumento do aquecimento global e também na destruição da camada de ozônio (Kim; Giltrap, 2017). Em relação ao dióxido de carbono (CO₂), o N₂O apresenta potencial de aquecimento global (PAG) aproximadamente 300 vezes superior (Gillenwater et al., 2006).

O uso agrícola dos dejetos de animais pode favorecer a produção e as emissões de N₂O, cuja magnitude depende de diversos fatores ligados ao solo, ao clima, ao modo de distribuição dos dejetos no solo e aos próprios dejetos. Entre os fatores controladores da produção de N₂O ligados aos dejetos merecem destaque a origem/tipo de dejetos, a forma e o tempo de armazenamento, além da dose aplicada e do modo de aplicação no solo (Charles et al., 2017). A complexidade envolvida nas bio-transformações do N dos dejetos no solo, aliada à ampla variação desses fatores entre os diferentes estudos dificulta a adequada comparação dos resultados relativos às emissões de N₂O.

De maneira geral, os dejetos manejados na forma líquida resultam em maiores emissões de N₂O, quando comparados a doses equivalente de N, porém de dejetos sólidos, constituídos principalmente pelas fezes dos animais (Charles et al., 2017). Isso porque, durante o armazenamento dos dejetos líquidos nas esterqueiras anaeróbicas, ocorre o acúmulo de N amoniacal, o qual é rapidamente nitrificado no solo, em condições aeróbicas, após a aplicação dos dejetos no campo (Aita et al., 2007). Durante a nitrificação, as próprias bactérias nitrificadoras podem utilizar o nitrato (NO₃⁻) como receptor de elétrons em microssítios com disponibilidade reduzida de O₂, produzindo N₂O pelo processo denominado de nitrificação desnitrificante (Hayatsu et al., 2008). A importância e a magnitude desse processo microbiano na

produção global de N_2O ainda não estão completamente estabelecidas pela pesquisa, embora alguns estudos indiquem que cerca de 30% da emissão total de N_2O seja oriunda dessa via (Wrage et al., 2001). Com o aparecimento precoce de NO_3^- no solo, num momento em que a demanda de N das culturas ainda é pequena, e na ausência de O_2 , algumas bactérias desnitrificadoras podem utilizar o NO_3^- e o NO_2^- na respiração, reduzindo essa forma de N para formas gasosas até o produto final N_2 , passando pelo intermediário N_2O (Baggs, 2011). Normalmente, a produção de N_2O pelo processo clássico de desnitrificação predomina no solo após a aplicação dos dejetos de animais.

A produção de N_2O por meio da nitrificação e da desnitrificação está diretamente relacionada à disponibilidade de O_2 no solo, com a desnitrificação ocorrendo apenas acima do limite mínimo estabelecido para o espaço poroso do solo ocupado por água em 60% (Linn; Doran, 1984). Além do O_2 , a disponibilidade de C no solo também tem grande influência na produção de N_2O pelas bactérias desnitrificadoras, uma vez que elas são majoritariamente anaeróbicas facultativas e heterotróficas (Sylvia et al., 1998). Por isso, o tempo de permanência dos dejetos nas esterqueiras pode apresentar efeito contraditório nas emissões de N_2O . Se, por um lado, a ampliação desse tempo de fermentação resulta no aumento da concentração de N amoniacal dos dejetos, isso pode ser contraposto pela redução na quantidade de C prontamente disponível às bactérias envolvidas na desnitrificação, após a aplicação dos dejetos no solo. No trabalho de Chantigny et al. (2007), as emissões de N_2O com a aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos submetidos à digestão anaeróbica foram 50% inferiores ao tratamento com a mesma dose de dejetos, porém sem biodigestão prévia.

Além do efeito direto das bactérias desnitrificadoras na produção de N_2O , por meio do fornecimento de C e energia, a adição dos dejetos de animais também poderá afetar indiretamente esse processo. Isso ocorre por causa do aporte de C a toda a população heterotrófica do solo, cuja atividade respiratória irá consumir O_2 e poderá gerar microssítios anaeróbicos, propícios à ocorrência da desnitrificação. No estudo realizado por Markfoged et al. (2011), os autores constataram que a adição de C por

meio da injeção de dejetos líquidos de suínos no solo reduziu a disponibilidade de O_2 e aumentou a produção de N_2O .

A relação entre o tipo de solo e a produção de N_2O após a adição de dejetos de animais tem sido objeto de estudos em diferentes condições edafoclimáticas e, de maneira geral, os resultados indicam que a produção desse GEE está diretamente relacionada ao teor de argila do solo (Pelster et al., 2012). Todavia, em trabalhos realizados recentemente em SPD pelos autores deste capítulo e demais colaboradores, no setor de Microbiologia e Bioquímica do Solo da UFSM, a produção de N_2O após a injeção no solo de dejetos líquidos de suínos no milho, em um Latossolo com 75,6% de argila (Arenhardt, 2016), foi aproximadamente 4,5 vezes menor do que em dois Argissolos da Depressão Central do RS, com teores de argila variando de 10,3% a 19,2% (Aita et al., 2014). É provável que o melhor estado de agregação do Latossolo, com SPD já consolidado, tenha facilitado a infiltração dos dejetos no solo, aumentando a disponibilidade de O_2 , e, com isso, tenha inibido a ação das bactérias desnitrificadoras, as quais são anaeróbicas facultativas, cuja síntese das enzimas envolvidas na desnitrificação é induzida pela redução nas concentrações de O_2 e na presença de óxidos de N (Markfoged et al., 2011). Essa hipótese necessita ser confirmada em estudos futuros, em diferentes Latossolos, variando o modo de aplicação dos dejetos no solo.

Outra questão frequentemente levantada se refere ao impacto que a fonte de N (orgânica ou mineral) adicionada ao solo provoca sobre as emissões de N_2O . Novamente, a resposta parece estar relacionada aos fatores que interferem na produção microbiana de N_2O , os quais variam de acordo com o tipo de solo. Normalmente, ao aplicar quantidades equivalentes de N com dejetos e com adubos minerais em solos arenosos, com baixo teor de C, a produção de N_2O é maior com os dejetos (Pelster et al., 2012). Isso ocorre porque, além do N aplicado com as duas fontes, os dejetos também adicionam C ao solo. A disponibilidade desse elemento é um dos principais fatores limitantes à ação das bactérias heterotróficas responsáveis pela desnitrificação, principalmente nos solos arenosos, pobres em matéria orgânica. Já em solos argilosos, onde o teor de matéria orgânica é maior, a situação se inverte, e o fator que

mais limita a desnitrificação passa a ser a disponibilidade de N, a qual é mais facilmente suprida com a aplicação de N mineral (Chantigny et al., 2010). Comparando a adição de dejetos líquidos de suínos com o tratamento com fertilizante nitrogenado mineral (NH_4NO_3) no milho, Chantigny et al. (2010) constataram que, em solo com 50,8% de argila, maior proporção (6,6%) do N aplicado (100 kg ha^{-1} de N) foi perdida na forma de N_2O no tratamento com fertilizante mineral do que com dejetos (3,1% a 5,0%). Já no solo arenoso (16,3% de argila), a situação se inverteu, e a emissão de N_2O aumentou de apenas 0,4% do N aplicado com fertilizante mineral para 1,2% a 2,4% do N aplicado com os dejetos.

O modo de aplicação dos dejetos de animais no solo também pode afetar as emissões de N_2O para a atmosfera, conforme tem sido demonstrado em diversos estudos, com dejetos líquidos tanto de suínos (Vallejo et al., 2005; Aita et al., 2014) como de bovinos (Aita et al., 2018). Observa-se na Tabela 2 que, na maioria das situações, a injeção dos dejetos no solo resultou em maiores emissões de N_2O do que sua aplicação na superfície do solo. Esse efeito é explicado pelo fato de ocorrer no interior dos sulcos de injeção dos dejetos a combinação de diversos fatores favoráveis à ação das bactérias desnitrificadoras, tais como o aumento das concentrações de N mineral, de C facilmente oxidável e de água (Dell et al., 2011).

Esse ambiente presente no interior dos sulcos de injeção, onde, num pequeno volume de solo, processos microbianos específicos ocorrem em taxas mais elevadas e com interações mais intensas do que no solo como um todo, pode ser caracterizado como *hot spots* microbianos, conforme definição proposta por Kuzyakov e Blagodatskaya (2015). Essa concentração localizada de C e N (*hot spots*) pode impactar tanto a quantidade produzida quanto a cinética de produção e emissão de óxido nítrico (NO), N_2O e N_2 (Loick et al., 2017). No trabalho de Kuzyakov e Blagodatskaya (2015), os autores também definem como *hot moments* aqueles eventos individuais ou em sequência, de curta duração, os quais podem promover o aumento nas taxas de determinado processo microbiano, em relação à taxa média do referido processo. No caso específico da adição dos dejetos no solo, os aumentos bruscos na temperatura e na umidade do solo parecem desencadear *hot moments*, cuja magnitude será

Tabela 2. Emissão de óxido nitroso (N₂O) em diferentes estudos, com variação do modo de aplicação (superfície e injetado) de dejetos líquidos de bovinos e suínos no solo.

Tipo de dejeito	N-total aplicado (kg ha ⁻¹ de N)	Emissão de N ₂ O		Fator de emissão de N-N ₂ O ⁽¹⁾		Referência
		Modo de aplicação		Superfície	Injetado	
		Superfície	Injetado			
		(g ha ⁻¹ de N-N ₂ O)			(% N-total aplicado)	
Bovinos	114	95	359	0,06	0,30	Wulf et al. (2002)
Bovinos	174	1.010	1.749	0,40	0,90	Velthof e Mosquera (2011)
Bovinos	75	4.720	6.140	0,81	1,27	Aita et al. (2018)
Suínos	145	445	1.605	0,30	1,05	Thomsen et al. (2010)
Suínos	154	2.629	6.198	1,27	3,58	Aita et al. (2014)
Suínos	200	7.800	10.050	1,60	2,95	Vallejo et al. (2005)
Suínos	206	2.063	7.661	0,90	3,60	Velthof e Mosquera (2011)
Suínos	202	5.150	6.450	1,78	2,42	Sistani et al. (2010)
Suínos	140	2.296	2.082	0,66	0,59	Arenhardt (2016)
Média	157	2.912	4.699	0,86	1,85	

⁽¹⁾O fator de emissão foi calculado descontando-se dos tratamentos com aplicação de dejetos as emissões de N₂O do tratamento testemunha (sem aplicação de dejetos).

controlada pela disponibilidade de N dos dejetos (Molodovskaya et al., 2012). A duração efêmera de *hot spots*, mesmo após a injeção dos dejetos líquidos no solo, pode explicar porque a ocorrência dos maiores picos na emissão de N₂O está limitada às primeiras 2 a 3 semanas após a aplicação dos dejetos (Aita et al., 2015, 2018). Após esse período inicial, em que ocorre a exaustão dos substratos à produção de N₂O, mesmo a ocorrência de *hot moments* (ex.: chuvas intensas) exerce pouco ou nenhum efeito sobre as emissões de N₂O.

Além dos *hot spots* proporcionados pela injeção dos dejetos líquidos no solo, que favorecem a produção e emissão de N₂O, dois outros fatores também podem contribuir para as menores emissões de N₂O, normalmente observadas com a aplicação

dos dejetos na superfície do solo: 1) com as perdas normalmente elevadas de N por volatilização de NH_3 nesse modo de aplicação dos dejetos (Tabela 1), sobra menos N disponível no solo para a produção de N_2O durante os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação; 2) com a aplicação dos dejetos em toda a superfície do solo também aumenta a disponibilidade de O_2 , o que pode inibir a produção de N_2O por desnitrificação, em relação à injeção subsuperficial dos dejetos (Aita et al., 2014).

Essa maior emissão de N_2O observada quando os dejetos líquidos de bovinos e de suínos são injetados no solo evidencia a necessidade de se considerar fatores de emissão ($\text{FE} = \text{proporção do N total adicionado ao solo pelos dejetos que foi perdido como } \text{N}_2\text{O}$) diferentes em função do modo de aplicação dos dejetos no solo, como sugerem Perälä et al. (2006). Esse aspecto é de grande relevância para a elaboração de inventários regionais e nacionais relativos às emissões de N_2O decorrentes de práticas agrícolas.

Outra questão a considerar na comparação entre os modos de aplicação dos dejetos líquidos no solo refere-se à proporção do N perdido por volatilização de NH_3 , que retorna ao solo e pode ser reemitido como N_2O (emissão indireta). A prática habitual empregada atualmente no Sul do Brasil consiste em aplicar os dejetos líquidos de suínos e bovinos na superfície do solo, em SPD. Conforme mostrado anteriormente (Tabela 2), essa prática resulta em menores emissões de N_2O do que a injeção dos dejetos, porém ela favorece as emissões de NH_3 . Portanto, a emissão potencial indireta de N_2O , provocada pela NH_3 emitida, precisa ser considerada para que se possa comparar efetivamente o efeito dos dois modos de aplicação dos dejetos líquidos no solo sobre as emissões globais desse importante GEE.

Estratégias para mitigar as emissões de NH_3 e N_2O

A vantagem da injeção dos dejetos líquidos de animais sobre a redução das perdas de N por volatilização de NH_3 pode ser total ou parcialmente anulada pelo aumento provocado por essa prática nas emissões de N_2O . Por isso, é importante buscar alternativas tecnológicas e de manejo que apresentem a sinergia capaz de

reduzir simultaneamente as emissões dessas duas formas gasosas de N. Uma dessas alternativas, que vem sendo avaliada em países como a Espanha (Vallejo et al., 2005, 2006) e, mais recentemente, no Brasil (Aita et al., 2014, 2015, 2018; Arenhardt, 2016), consiste em adicionar inibidores de nitrificação aos dejetos de suínos e de bovinos no momento da sua injeção no solo. Ao retardarem a oxidação microbiana do N amoniacal dos dejetos durante a nitrificação, os inibidores reduzem o potencial de produção de N_2O pelos diferentes processos microbianos responsáveis pela produção dessa forma gasosa de N no solo (Figura 2).

Com a adição de inibidores de nitrificação aos dejetos, busca-se desconectar temporalmente os principais fatores que afetam a produção de N_2O no solo, principalmente por meio da desnitrificação (Dell et al., 2011). Nos primeiros dias após a adição dos dejetos, observa-se um aumento da quantidade de C disponível à população microbiana heterotrófica, incluindo as bactérias desnitrificadoras, porém a quantidade de NO_3^- disponível ainda é pequena, já que a sua produção é retardada pelos

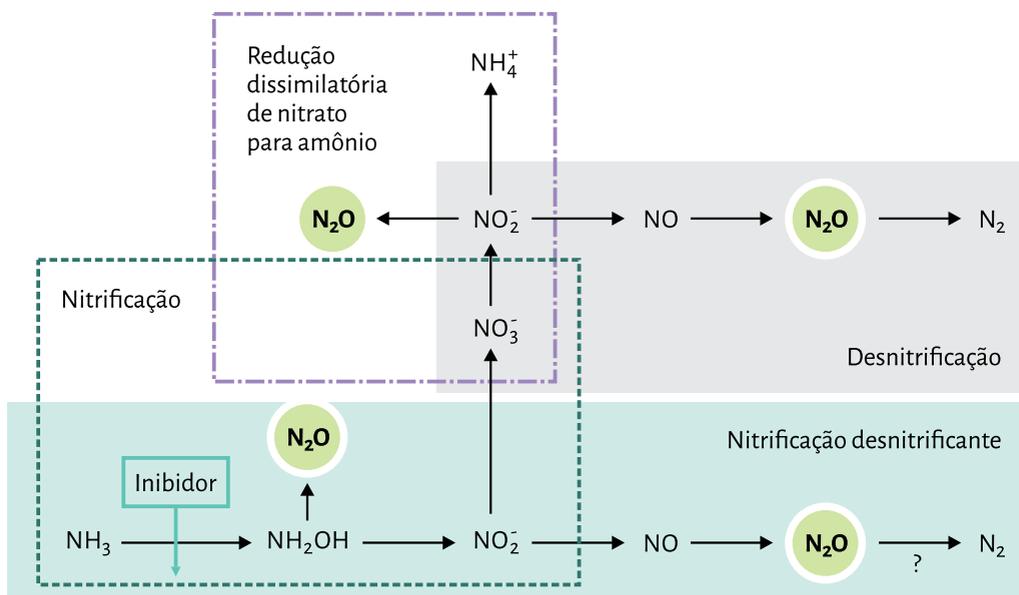


Figura 2. Esquema representativo dos processos microbianos responsáveis pela produção de óxido nitroso (N_2O) no solo, indicando o local de ação de inibidores de nitrificação.

Fonte: Adaptado de Baggs (2008).

inibidores. Mais tarde, quando estes começam a perder a sua eficiência inibitória e o NO_3^- aparece no solo, por causa da ação das bactérias nitrificadoras, a desnitrificação passa a ser limitada pela redução na disponibilidade de C dos dejetos, o qual pode ser metabolizado nas duas primeiras semanas após a adição dos dejetos (Comfort et al., 1990). Além disso, com o passar do tempo, aumenta a demanda das culturas por NO_3^- , reduzindo a disponibilidade desse substrato para a produção de N_2O por meio da desnitrificação. Por isso, a inibição da nitrificação, embora temporária e normalmente inferior a 30 dias (Aita et al., 2014), constitui uma estratégia interessante na mitigação da emissão desse importante GEE.

Um dos inibidores de nitrificação mais empregados atualmente, tanto em áreas fertilizadas com dejetos líquidos de suínos (Vallejo et al., 2005; Aita et al., 2014) e de bovinos (Aita et al., 2018) como em áreas onde ocorre o acúmulo de urina de vacas em lactação (Zaman; Blennerhassett, 2010; Zaman; Nguyen, 2012), é a dicianodiamida (DCD). Esse inibidor não possui ação bactericida, mas sim bacteriostática (Amberger, 1989), inibindo temporariamente a ação da enzima amônia monooxigenase (AMO), responsável pela oxidação de NH_3 até NO_2^- , na primeira etapa da nitrificação autotrófica. A adição da DCD aos dejetos e à urina reduziu as emissões de N_2O na maioria das situações (Tabela 3). Apesar de variáveis, em razão das características dos dejetos e das condições de solo e de clima de cada região, a eficiência média da DCD na redução das emissões de N_2O foi de 42%, evidenciando a importância ambiental desse inibidor de nitrificação.

Além da DCD, que é biodegradável e possui elevada solubilidade em água, (característica essa que viabiliza sua mistura a dejetos líquidos) e, por isso, pode ser facilmente lixiviada no solo, outro inibidor que vem sendo utilizado com resultados promissores na redução das emissões de N_2O é o 3,4-dimetilpirazol fosfato (DMPP). Esse produto é empregado em doses menores do que as da DCD, além de ser mais estável no solo, o que pode prolongar a sua ação inibidora sobre os microrganismos nitrificadores no solo. No trabalho de Dittert et al. (2001), a adição de DMPP aos dejetos líquidos de bovinos, antes da sua injeção no solo, reduziu significativamente as emissões de N_2O em uma pastagem composta pela mistura de *Lolium perenne* e *Trifolium repens*.

Tabela 3. Emissão de óxido nitroso (N₂O) de acordo com o modo de aplicação de dejetos de suínos e de bovinos como fertilizante no solo e do uso de inibidores de nitrificação, em diferentes estudos.

Tipo de dejeito	Cultura	Emissão de N ₂ O (g ha ⁻¹ de N-N ₂ O)		Redução nas emissões (%)	Modo de aplicação	Inibidor usado	Referência
		Sem inibidor	Com inibidor				
Bovinos	Trigo/Milho	4.720	4.290	9,1	Superfície	DCD	Aita et al. (2018)
		6.140	3.740	39,1	Injetado		
Bovinos	Pastagem	930	500	46,2	Injetado	DMPP	Dittert et al. (2001)
Bovinos	Pastagem	1.225	488	60,0	Superfície	DCD	Merino et al. (2002)
Bovinos ⁽¹⁾⁽²⁾	Pastagem	9.400	4.000	57,4	Superfície	DCD	Zaman e Nguyen (2012)
Bovinos ⁽¹⁾⁽³⁾	Pastagem	10.650	6.450	39,4	Superfície	DCD	Zaman e Blennerhassett (2010)
Bovinos ⁽¹⁾	Pastagem	3.370	1.620	51,9	Superfície	DCD	Giltrap et al. (2010)
Suínos	Milho	2.629	1.898	27,8	Superfície	DCD	Aita et al. (2014)
		6.198	2.093	66,2	Injetado		
Suínos	Pastagem	10.500	5.600	46,7	Injetado	DCD	Vallejo et al. (2005)
Suínos	Trigo/Milho	2.296	1.142	50,3	Superfície	DCD	Arenhardt (2016)
		2.082	1.416	32,0	Injetado		
Suínos	Trigo/Milho	7.770	4.940	36,4	Superfície	DCD	Aita et al. (2015)
Suínos	Batata	5.620	4.010	28,6	Incorporado	DCD	Vallejo et al. (2006)
Média		5.252	3.013	42,0			

DCD = dicianodiamida; DMPP = 3,4-dimetilpirazol fosfato.

⁽¹⁾Urina. ⁽²⁾Média do outono e da primavera. ⁽³⁾Média do outono e da primavera e das doses de 5 kg ha⁻¹, 7 kg ha⁻¹ e 10 kg ha⁻¹ de DCD.

Como os inibidores de nitrificação mantêm por maior tempo no solo o N dos dejetos na forma amoniacal, é de se esperar que o seu uso favoreça a volatilização de NH_3 , quando os dejetos são aplicados na superfície do solo. Todavia, isso não foi observado em alguns estudos realizados em SPD com dejetos líquidos, como, por exemplo, o trabalho de Aita et al. (2014), com aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho. Conforme salientado por esses autores, é provável que a rápida infiltração dos dejetos líquidos no solo proteja o N amoniacal da volatilização, justificando a ausência de efeito dos inibidores de nitrificação sobre a volatilização de NH_3 .

Embora a adição dos inibidores de nitrificação aos dejetos reduza as emissões de N_2O , tanto com a aplicação superficial como após a injeção dos dejetos no solo, essa prática tem apresentado pouca (Gonzatto et al., 2017) ou até mesmo nenhuma eficiência (Schirmann et al., 2013) no aumento da produtividade das culturas. Algumas razões podem explicar esse comportamento observado com o uso dos inibidores. Quantitativamente, as perdas de N na forma de N_2O são pequenas e a quantificação do N_2 , que é o produto final da desnitrificação, é difícil de ser realizada, em razão das concentrações naturalmente elevadas desse gás na atmosfera (78%). As quantidades de N aplicadas com os dejetos nos diferentes estudos podem ter sido muito elevadas e o N remanescente no solo, após terem ocorrido as perdas de N por desnitrificação, foi suficiente para atingir os tetos de produtividade das culturas avaliadas, dificultando a expressão do efeito dos inibidores. Por isso, a avaliação de tecnologias envolvendo o uso de dejetos, com pouca expectativa de resposta das culturas, é normalmente feita com o emprego de doses subótimas de dejetos (Dell et al., 2012). Esse aspecto também é enfatizado em trabalho recente de Rose et al. (2018), em que os autores analisaram cinco estudos de meta-análise e constataram que a eficiência de uso do N pelas culturas, em resposta ao uso dos inibidores de nitrificação DCD e DMPP, superou a fertilização mineral convencional quando foram usadas doses subótimas de N.

Outra estratégia promissora para mitigar o impacto da fertilização nitrogenada das culturas via dejetos, sobretudo do milho e do trigo, sobre as emissões de N_2O consiste em associar o uso de dejetos a fertilizantes minerais e/ou sintéticos, com

destaque para a ureia. Nessa estratégia, que está sendo avaliada atualmente pelo grupo de pesquisa do Laboratório de Biotransformações do Carbono e Nitrogênio (Labcen) da UFSM, 50% da dose de N recomendada às culturas é aplicada com dejetos líquidos de suínos, enquanto os restantes 50% são aplicados em cobertura na forma de ureia. Com isso, a dose aplicada de N na semeadura é menor em relação à aplicação de 100% do N na semeadura, além de ser realizada num momento em que a demanda de N do milho é pequena, o que reduz o potencial de produção de N_2O . Quando o restante do N é aplicado em cobertura, esse potencial também é reduzido por causa da baixa quantidade de C disponível no solo e da elevada demanda de N mineral pelo milho. Os melhores resultados no tocante à redução, tanto da volatilização de NH_3 como da emissão de N_2O , têm sido encontrados quando a DCD é adicionada aos dejetos (50% da dose recomendada de N), e estes são injetados logo antes da semeadura, com os restantes 50% do N aplicados em cobertura na forma de ureia.

Embora de difícil execução em muitas situações, a aplicação parcelada dos dejetos, com cerca de 1/3 da dose de N recomendada via dejetos sendo aplicada na semeadura e 2/3 em cobertura, também tem sido avaliada. Nesse caso, parte-se da hipótese de que o fornecimento de N em maior sincronia com a demanda de N pela cultura reduz a quantidade de substratos disponíveis à nitrificação e à desnitrificação, reduzindo, com isso, a produção de N_2O por esses dois processos microbianos. Os resultados de Aita et al. (2015) evidenciaram que essa estratégia de uso dos dejetos líquidos de suínos na sucessão trigo/milho em SPD reduziu as emissões de N- N_2O em 17,2%, em relação à dose integral dos dejetos aplicada na semeadura das culturas.

Considerações finais

A injeção subsuperficial dos dejetos líquidos de suínos e bovinos em SPD é uma prática eficiente no controle das perdas de N por volatilização de NH_3 . Todavia, a maior preservação do N amoniacal, combinada com o aumento da concentração de C disponível e de água no interior dos sulcos de injeção dos dejetos, favorece a

ação de bactérias desnitrificadoras, aumentando a produção e as emissões de N_2O para a atmosfera. Quando a injeção é precedida da adição, aos dejetos, de inibidores de nitrificação como a DCD, as emissões de N_2O diminuem, sendo equivalentes às aquelas observadas na aplicação superficial dos dejetos e sem inibidor, que é a prática tradicionalmente utilizada pelos produtores em SPD. Portanto, a injeção dos dejetos líquidos de suínos e de bovinos no solo, associada ao uso da DCD, constitui uma prática eficaz na mitigação simultânea das perdas de N por volatilização de NH_3 e de N_2O , contribuindo para reduzir o elevado passivo ambiental da suinocultura e da bovinocultura de leite no meio rural.

Apesar desses avanços alcançados nos últimos anos, tanto do ponto de vista científico quanto tecnológico e ambiental, alguns aspectos ainda necessitam ser mais bem elucidados pela pesquisa brasileira, com destaque para:

- 1) Quantificação do efeito da injeção dos dejetos líquidos e do uso de inibidores de nitrificação sobre as perdas de NO_3^- por lixiviação e a transferência de fósforo (P) e de microrganismos potencialmente patogênicos aos mananciais.
- 2) Comparação das emissões gasosas de NH_3 e N_2O entre o uso da ureia e dos dejetos como fontes exclusivas de N e o uso combinado dessas duas fontes em cereais de verão e inverno.
- 3) Avaliação da eficiência de outros inibidores de nitrificação naturais e sintéticos, além da dicianodiamida (DCD).
- 4) Comparação entre a eficiência da injeção subsuperficial dos dejetos no solo, associada ao uso de inibidores de nitrificação, com a fertilização nitrogenada mineral, fazendo uso de doses subótimas de N e de análise técnica, econômica e ambiental dessa estratégia de fertilização.
- 5) Quantificação econômica e ambiental da injeção dos dejetos líquidos no solo, em relação ao custo adicional do consumo de combustível fóssil e à emissão de GEE para realizar a operação da injeção.

- 6) Avaliação do efeito da injeção dos dejetos líquidos sobre as emissões de óxido nitroso (N_2O) em solos com características químicas e físicas distintas.
- 7) Avaliação dos efeitos da injeção de dejetos sobre os atributos químicos, biológicos e físicos do solo, combinada ou não com inibidores de nitrificação e com fertilizantes nitrogenados sintéticos, em experimentos de longo prazo.
- 8) Avaliação de novos equipamentos/métodos para quantificar as emissões de N_2O em experimentos de campo e, principalmente, para quantificar as emissões de NH_3 após a aplicação de dejetos em SPD.
- 9) Utilização dos princípios da Análise de Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta para avaliar de modo integrado as diferentes estratégias de uso dos dejetos de animais como fertilizante.

Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.
- AITA, C.; GONZATTO, R.; MIOLA, E. C. C.; SANTOS, D. B. DOS; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GIACOMINI, S. J. Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, n. 3, p. 789-800, July 2014. DOI: 10.2134/jeq2013.07.0301.
- AITA, C.; SCHIRMANN, J.; PUJOL, S. B.; GONZATTO, R.; GIACOMINI, D. A.; DONEDA, A. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, v. 66, n. 2, p. 359-368, 2015. DOI: 10.1111/ejss.12181.
- AITA, C.; TONETTO, F.; GONZATTO, R.; PUJOL, S. B.; SCHIRMANN, J.; DEPOI, J. S.; MEZZALIRA, A. P.; HOCHSCHEID, M.; ZIRBES, E.; GIACOMINI, S. J. Nitrous oxide emissions in a wheat/corn succession combining dairy slurry and urea as nitrogen sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1-14, May, 2018. DOI: 10.1590/18069657rbcS20170138.

AMBERGER, A. Research on dicyandiamide as a nitrification inhibitor and future outlook. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v. 20, p. 1933-1955, 1989. DOI: 10.1080/00103628909368195.

AMIN, M. G. M.; PEDERSEN, C. O.; FORSLUND, A.; VEITH, T. L.; LAEGDSMAND, M. Influence of soil structure on contaminant leaching from injected slurry. **Journal of Environmental Management**, v. 184, Part 2, p. 289-296, Dec. 2016. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.10.002.

AMIN, M. G. M.; ŠIMŮNEK, J.; LAEGDSMAND, M. Simulation of the redistribution and fate of contaminants from soil-injected animal slurry. **Agricultural Water Manage**, v. 131, p. 17-29, Jan. 2014. DOI: 10.1016/j.agwat.2013.09.002.

ARENHARDT, M. H. **Emissões de gases de efeito estufa em reposta ao modo de aplicação de dejetos de suínos e ao uso de inibidor de nitrificação na sucessão trigo/milho em Latossolo**. 2016. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

BAGGS, E. M. A review of stable isotope techniques for N₂O source partitioning in soils: recent progress, remaining challenges and future considerations. **Rapid Communication in Massa Spectrometry**, v. 22, n. 11, p. 1664-1672, Apr. 2008. DOI: 10.1002/rcm.3456.

BAGGS, E. M. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. **Science Direct**, v. 3, n. 5, p. 321-327, Oct. 2011. DOI: 10.1016/j.cosust.2011.08.011.

BALL COELHO, R. B.; ROY, R. C.; TOPP, E.; LAPEN, D. R. Tile water quality following liquid swine manure application into standing corn. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 2, p. 580-587, 2007. DOI: 10.2134/jeq2006.0306.

BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 5, p. 1803-1811, Jan. 2006. DOI: 10.2134/jeq2006.0003.

BHANDRAL, R.; BITTMAN, S.; KOWALENKO, G.; BUCKLEY, K.; HANTIGNY, M. H.; HUNT, D. E.; BOUNAIX, F.; FRIESEN, A. Enhancing soil infiltration reduces gaseous emission and improves N uptake from applied dairy slurry. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 4, p. 1372-1382, 2009. DOI: 10.2134/jeq2008.0287.

BROETTO, T.; TORNQUIST, C.G.; BAYER, C.; CAMPOS, B. C.; MERTEN, C. G.; WOTTRICH, B. Soils and Surface waters as affected by long-term swine slurry application in oxisols of southern brazil. **Pedosphere**, v. 24, p. 585-594, Oct. 2014. DOI: 10.1016/S1002-0160(14)60044-8.

CAROZZI, M.; FERRARA, R. M.; FUMAGALLI, M.; SANNA, M.; CHIODINI, M.; PEREGO, A.; CHIERICHETTI, A.; BRENNNA, S.; RANA, G.; ACUTIS, M. Field scale ammonia emission from surface spreading of dairy slurry on Po Valley. **Italian Journal of Agrometeorology**, v. 3, p. 25-34, 2012.

CAROZZI, M.; FERRARA, R. M.; RANA, G.; ACUTIS, M. Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. **Science of the Total Environment**, v. 449, p. 126-133, Apr. 2013. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.082.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. B.; PAVINATO, P. S.; TRENTIN, E., E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, nov.-dez. 2005.

CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, n. 4, p. 689-699, Dec. 2010. DOI: 10.1016/j.agee.2010.10.016.

CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; ROCHETTE, P.; BÉLANGER, G.; MASSÉ, D. Gaseous nitrogen emission and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 6, p. 1864-1872, Feb. 2007. DOI: 10.2134/jeq2007.0083.

CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; BEAUPRÉ, C.; ROCHETTE, P.; ANGERS, A. D.; MASSÉ, D.; PARENT, L. Ammonia volatilization following surface application of raw and treated liquid swine manure. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 85, p. 275-286, Nov. 2009.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, NIKITA.; GASSER, M. O. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v.39, p.1545-1553, 2010. DOI: 10.2134/jeq2009.0482.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; MASSÉ, D.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 306-312, 2004. DOI: 10.2136/sssaj2004.3060.

CHARLES, A.; ROCHETTE, P.; WHALEN, J. K.; ANGERS, D. A.; HANTIGNY, M. H.; BERTRAND, N. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: a meta-analysis. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v. 236, n. 2, p. 88-98, Jan. 2017. DOI: 10.2136/sssaj2004.3060.

COMFORT, S. D.; KELLING, K. A.; KEENEY, D. R.; CONVERSE, J. C. Nitrous oxides production from injected liquid dairy manure. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, n. 2, p. 421-427, 1990. DOI: 10.2136/sssaj1990.03615995005400020021X.

DELL, C. J.; KLEINMAN, P. J. A.; SCHMIDT, J. P.; BEEGLE, D. B. Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal of environmental Quality**, v. 41, n. 3, p. 928-937, 2012. DOI: 10.2134/jeq2011.0327.

DELL, C. J.; MEISINGER, J. J.; BEEGLE, D. B. Subsurface application of manure slurries for conservation tillage and pasture soils and their impact on the nitrogen balance. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 352-361, 2011. DOI: 10.2134/jeq2010.0069.

DITTER, K.; BOL, R.; KING, R.; CHADWICK, D.; HATCH, D. Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from ¹⁵N-labelled dairy slurry injected into soil. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 15, p. 1291-1296, July 2001. DOI: 10.1002/rcm.335.

DOSCH, P.; GUSTER, R. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. **Fertilizer Research**, v. 43, n. 1-3, p.165-171, 1996.

GILLENWATER, M.; SAARINEN, K.; AJAVON, A. N. Precursors and indirect emissions. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories**. Japan, 2006.

GILTRAP, D. L.; SINGH, J.; SAGGAR, S.; ZAMAN, M. A Preliminary study to model the effects of a nitrification inhibitor on nitrous oxide emissions from urine-amended

pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, p. 310-317, 2010. DOI: 10.1016/j.agee.2009.08.007.

GONZATTO, R.; AITA, C.; BÉLANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; MIOLA, E. C. C.; PUJOL, S. B.; DESSBESEL, A.; GIACOMINI, S. J. Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and nitrification inhibitor. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 4, p.1-10, 2017.

GONZATTO, R.; CHANTIGNY, M. H.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; PUJOL, S. B.; ZIRBES, E.; BASTIANI, G. DE B.; LUDKE, R. C. Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. **Agronomy Journal**, v. 108, p. 1-11, Jan. 2016. DOI: 10.2134/agronj2015.0462.

GONZATTO, R.; MIOLA, E. C. C.; DONEDA, A.; PUJOL, S. B.; AITA, C.; GIACONIMI, S. J. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. **Ciência Rural**, v. 43, n. 9, p. 1590-1596, set. 2013.

HAYATSU, M.; TAGO, K.; SAITO, M. Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 54, p. 33-45, 2008. DOI: 10.1111/j.1747-0765.2007.00195.x.

HUIJSMANS, J. F. M.; HOL, J. M. G.; VERMEULEN, G. D. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. **Atmospheric Environmental**, v. 37, n. 26, p. 3669-3680, 2003. DOI: 10.1016/S1352-2310(03)00450-3.

HUIJSMANS, J. F. M.; VERMEULEN, G. D.; HOL, J. M. G.; GOEDHART, P. W. A model for estimating seasonal trends of ammonia emission from cattle manure applied to grassland in the Netherlands. **Atmospheric Environment**, v. 173, p. 231-238, Jan. 2018. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2017.10.050.

KIM, D.; GILTRAP, D. Determining optimum nitrogen input rate and optimum yield-scale nitrous oxide emission: theory, field observations, usage, and limitations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 247, p. 371-378, Sept. 2017. DOI: 10.1016/j.agee.2017.07.003.

KUZYAKOV, Y.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 83, p. 184-199, Apr. 2015. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.01.025.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 6, p. 1267-1272, 1984. DOI: 10.2136/sssaj1984.03615995004800060013X.

LOICK, N.; DIXON, E.; ABALOS, D.; VALLEJO, A.; MATTHEWS, P. MCGEOUGH, K.; WATSON, C.; BAGGS, E. M.; CARDENAS, L. M. "Hot spots" of N and C impact nitric oxide, nitrous oxide and nitrogen gas emissions from a UK grassland soil. **Geoderma**, v. 305, p. 336-345, 2017. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.06.007.

MARKFOGED, R.; NIELSEN, L. P.; NYORD, T.; OTTOSEN, L. D. M.; REVSBECH, N. P. Transient N₂O accumulation and emission caused by depletion in soil after liquid manure injection. **European Journal of Soil Science**, v. 62, p. 541-550, Feb. 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2010.01345.x.

MERINO, P.; ESTAVILLO, J. M.; GRACIOLLI, L. A.; PINTO, M.; LACUESTA, M.; RUEDA, A. M.; MURUA, C. G. Mitigation of N₂O emissions from grassland by nitrification inhibitor and Actilith F2 applied with fertilizer and cattle slurry. **Soil Use of Management**, v. 18, n. 2, p. 135-141, 2002. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2002.tb00231.x.

MISSELBROOK, T. H.; SCHOLEFIELD, D.; PARKINSON, R. Using time domain reflectometry to characterize cattle and pig slurry infiltration into soil. **Soil Use and Management**, v. 21, p. 167-172, Jan. 2005. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2005.tb00121.x.

MOLODOVSKAYA, M.; SINGURINDY, O.; RICHARDS, B. K.; WARLAND, J.; JOHNSON, M. S.; STEENHUIS, T. S. Temporal variability of nitrous oxide from fertilized croplands: hot moment analysis. **Soil Science Society of American Journal**, v. 76, n. 5, p. 1728-1740, Feb. 2012. DOI: 10.2136/sssaj2012.0039.

PARKER, D. B.; GILLEY, J.; WOODBURY, B.; KIM, K. H.; GALVIN, G.; BARTELT-HUNT, S. L.; LI, X.; SNOW, D. D. Odorous VOC emission following land application of swine manure slurry. **Atmospheric Environment**, v. 66, p. 91-100, 2013. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.01.001.

PELSTER, D. E.; CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; RIEUX, C.; VANASSE, A. Nitrous oxides emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 2, p. 427-435, 2012. DOI: 10.2134/jeq2011.0261.

PERÄLÄ, P.; KAPUINEN, P.; ESALA, M.; TYYNELÄ, S.; REGINA, K. Influence of slurry and mineral fertiliser application techniques on N₂O and CH₄ fluxes from a barley field in southern Finland. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 117, p. 71-78, Oct. 2006. DOI: 10.1016/j.agee.2006.03.027.

PINHEIRO, A.; ALBANO, R. M. R.; ALVES T. C.; KAUFMANN, V.; SILVA, M. R. Veterinary antibiotics and hormones in water from application of pig slurry to soil. **Agricultural Water Management**, v. 129, p. 1-8, Nov. 2013. DOI: 10.1016/j.agwat.2013.06.019.

POWELL, J. M.; JOKELA, W. E.; MISSELBROOK, T. H. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, n. 2, p.383-392, 2011. DOI: 10.2134/jeq2010.0082.

PRODUÇÃO DA PECUÁRIA MUNICIPAL, v. 45, p.1-8, 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; GASSER, M. O.; BERTRAND, N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 84 p. 71-80, May 2009.

ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, n. 4, p. 515-523, 2001. DOI: 10.4141/S00-044.

RODHE, L.; PELL, M.; YAMULKI, S. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. **Soil Use and Management**, v. 22, n. 3, p. 229-237, 2006. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2006.00043.x.

ROSE, T. J.; WOOD, R. H.; ROSE, M. T.; ZWIETEN, L. V. A re-evaluation of the agronomic effectiveness of the nitrification inhibitors DCD and DMPP and the urease inhibitor NBPT. **Agriculture, Ecosystem and Environmental**, v. 252, p. 69-73, Jan. 2018. DOI: 10.1016/j.agee.2017.10.008.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 271-280, 2013.

SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, C. W.; GUERTAL, E. A.; FRENEY, J. R.; DAWSON, C. O.; CAMERON, K. C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1491-1501, 2002. DOI: 10.2134/jeq2002.1491.

SISTANI, K. R.; WARREN, J. G.; LOVANH, N.; HIGGINS, S.; SHEARER, S. Greenhouse gas emissions from swine effluent applied to soil by different methods. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 2, p. 429-435, 2010. DOI: 10.2136/sssaj2009.0076.

SMITH, E.; GORDON, R.; BOURQUE, C.; CAMPBELL, A. Comparison of three simple field methods for ammonia volatilization from manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 87, n. 4, p. 469-477, 2007. DOI: 10.4141/CJSS06038.

SOMMER, S. G.; JACOBSEN, O. H. Infiltration of slurry liquid and volatilization of ammonia from surface applied pig slurry as affected by soil water content. **Journal of Agricultural Science**, v. 132, p. 297-303, May 1999.

SYLVIA, D. M.; FUHRMANN, J. J.; HARTEL, P. G.; ZUBERER, D. A. **Principles and application of soil microbiology**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1998.

THOMPSON, R. B.; MEISINGER, J. J. Gaseous nitrogen losses and ammonia volatilization measurement following land application of cattle slurry in the mid-atlantic region of the USA. **Plant and Soil**, v. 266, p. 231-246, Jan. 2005.

THOMSEN, I. K.; PEDERSEN, A. R.; NYORD, T.; PETERSEN S. O. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 136, n. 1-4, p. 227-235, 2010. DOI: 10.1016/j.agee.2009.12.001.

VALLEJO, A.; SKIBA, U. M.; TORRES, L. G.; ARCE, A.; LÓPES-FERNÁNDEZ, S.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2782-2793, Sept. 2006. DOI: 10.1016/j.soilbio.2006.04.040.

VALLEJO, A.; TORRES, L. G.; DÍEZ, J. A.; ARCE, A.; LÓPES-FERNÁNDEZ, S. Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a mediterranean climate. **Plant and Soil**, v. 272, n. 1-2, p. 313-325, 2005.

VELTHOF, G. L.; MOSQUERA, J. The application of pig slurry technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 140, p. 298-308, 2011.

WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; BEUSICHEM, M. L. van; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, n. 12-13, p. 1723-1732, Oct. 2001. DOI: 10.1016/S0038-0717(01)00096-7.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 6, p. 1795-1801, 2002. DOI: 10.2134/jeq2002.1795.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J. D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive pasture system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, n. 3-4, p. 236-246, Mar. 2010. DOI: 10.1016/j.agee.2009.07.010.

ZAMAN, M.; NGUYEN, M. L. How application timing of urease and nitrification inhibitors affect N losses from urine patches in pastoral system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 156, p. 37-48, Aug. 2012. DOI: 10.1016/j.agee.2012.04.025.

ZHU, K.; BRUUN, S.; LARSEN M.; GLUD, R. N.; JENSEN, L. S. Heterogeneity of O₂ dynamics in soil amended with animal manure and implications for greenhouse gas emissions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 84, p. 96-106, May 2015. DOI: 10.1016/j.soilbio.2015.02.012.

Desafios sanitários no reúso de efluentes da produção animal no contexto Saúde Única

Gislaine Fongaro ■ *Airton Kunz* ■ *Aline Viancelli* ■ *Maria Célia da Silva Lanna* ■
Célia Regina Monte Baradi ■ *Maria Elisa Magri* ■ *Helen Treichel*

Introdução

A demanda mundial por alimentos, bem como a infertilidade dos solos e a contaminação da água têm estimulado estudos voltados ao reúso de efluentes produzidos nos sistemas de produção de animais confinados, para fins de biofertilização. No entanto, muitos são os desafios encontrados no manejo seguro desses efluentes, dos quais os aspectos sanitários e agronômicos são os mais importantes, tendo em vista a necessidade do desenvolvimento de estratégias aplicadas à realidade produtiva, que visem à obtenção de produtos valorados e sanitariamente seguros.

Nessa perspectiva, o presente capítulo trata dos principais desafios sanitários no reúso de efluentes da produção animal, considerando o conceito One Health ou Saúde Única, que trata do conjunto de estudos que une áreas da medicina humana e animal, visando, também, à conservação do meio ambiente.

Reúso de efluentes da produção animal

A riqueza dos micronutrientes contidos nos dejetos gerados na suinocultura é amplamente utilizada para melhorar a condição agronômica de solos e plantas. O uso de dejetos animais como biofertilizante constitui um dos desafios da agricultura mundial, que deverá ampliar em 80% a produção de alimentos até 2050, a fim de suprir as necessidades da população, que, segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), deve atingir a marca de 9,7 bilhões de pessoas (FAO, 2014). Ainda segundo a FAO, até 2030, o consumo mundial de alimentos irá aumentar em relação ao que é produzido atualmente. A carne suína terá

aumento de 47%, a carne de frango 55% e a carne bovina 34%. Além disso, haverá aumento no consumo de outros alimentos como milho, arroz e soja. Especialmente para a agricultura brasileira, o desafio reside em aumentar a produção, de modo a conciliar a sustentabilidade ambiental e o decréscimo da pobreza e da desigualdade social. No cenário mundial, o Brasil apresenta expressivo potencial para contribuir para a produção alimentar do planeta, requerendo, portanto, grandes quantidades de fertilizantes para suprir tais demandas.

Neste modelo de produção e reciclagem de dejetos, cujo objetivo é a sustentabilidade agrícola, deve-se considerar a segurança sanitária dos dejetos, visando à saúde humana, animal e ambiental (Fongaro et al., 2016), dentro do aspecto relacionado ao conceito Saúde Única. Esse conceito pode ser definido como a adição de valores e conhecimentos da saúde humana e animal, para aperfeiçoar e melhorar os serviços ambientais. Tal escopo tornou-se viável no final dos anos 1990, por meio da aliança formalizada entre a Organização Mundial da Saúde (OMS), a FAO e a Organização Mundial de Saúde Animal (OIE) (Nguyen-viet et al., 2015).

As estratégias da Saúde Única consideram prioritariamente o controle sanitário por meio do controle de patógenos zoonóticos (Nguyen-viet et al., 2015). Isso se deve a preocupação com a segurança sanitária na produção animal, uma vez que são muitos os microrganismos que oferecem riscos para a saúde humana, animal e do ambiente, destacando-se como principais agentes patogênicos os de etiologia viral e bacteriana (Hundesda et al., 2009).

Patógenos entéricos e biomarcadores aplicados no controle sanitário visando ao reúso de efluentes

Os patógenos entéricos possuem rota feco-oral e são reconhecidos como estáveis e prevalentes em diversos ambientes, podendo acometer humanos e animais (World Health Organization, 2006). Nesse sentido, é extremamente importante o desenvolvimento, o melhoramento e a aplicação de técnicas que visem à higienização/descontaminação das excretas, principais fontes de transmissão e contaminação

de ambientes. Para avaliar a eficiência da desinfecção de excretas, os patógenos entéricos passivos de enumeração são amplamente utilizados, chamados assim de biomarcadores ou indicadores de qualidade sanitária.

O uso de bactérias entéricas como indicadoras e biomarcadoras de contaminação fecal é muito frequente em todo o mundo. A *Salmonella* spp., frequentemente encontrada em excretas humanas e animais, é caracterizada como uma bactéria gram-negativa que coloniza o trato intestinal humano e animal, sendo considerada um patógeno zoonótico (Griffith et al., 2006). Comparada a outras bactérias entéricas, o gênero *Salmonella* é prevalente em suínos, possui capacidade aumentada de sobrevivência em meio livre e pode ser reativada no ambiente, dependendo de fatores como temperatura, nutriente, umidade e pH (Griffith et al., 2006). Assim, essa bactéria é considerada um problema quando se trata de reciclagem de resíduos biológicos (como biofertilizantes, água de reúso de atividades agrícolas, etc.). Portanto, essas características tornam o gênero *Salmonella* um importante biomarcador bacteriano entérico (Baptista et al., 2010).

Das bactérias entéricas, com potencial patogênico, destacam-se as zoonóticas, de transmissão hídrica e alimentar. Nesse grupo, são contempladas espécies de *Salmonella* e tipos diarreiogênicos de *Escherichia coli*. Outros grupos bacterianos de veiculação hídrica vêm se destacando, como as espécies de *Vibrio* e *Campylobacter*, que igualmente podem ser disseminadas pelos dejetos dos animais dispostos de forma inadequada no ambiente (Griffith et al., 2006).

A *E. coli*, modelo biomarcador de contaminação fecal difundido mundialmente, apresenta tipos comensais e úteis à microbiota intestinal do homem e dos animais, porém há linhagens que apresentam genes de virulência. Os genes de algumas dessas linhagens expressam fatores desencadeadores de síndromes entéricas, como diarreias e outros sinais clínicos, sendo reconhecidas como tipos diarreiogênicos de *E. coli*. Algumas dessas linhagens patogênicas estão associadas à alta morbidade e mortalidade animal e humana. Atenção especial deve ser dada às enfermidades associadas às estirpes de *E. coli* dotadas de genes de virulência. Nesse caso, devem-se levar em conta as populações numericamente consideráveis dessa espécie, as quais

são amplamente adaptadas aos diferentes ambientes, e sua instabilidade genética, que contribui para aumentar a diversidade de linhagens patogênicas e de difícil controle pela falta de vacinas efetivas. Esses tipos de estirpes podem ser divididos em vários grupos patogênicos: enteropatogênico (EPEC), enterotoxigênico (ETEC), enteroinvasivo (EIEC), entero-hemorrágico (EHEC) e enteroagregativo (EAEC) (Urgent..., 2011; Al-Badaii et al., 2015).

Na suinocultura, a *E. coli*, causadora da doença do edema em suínos, tem sido estudada por causa de sua virulência e dos prejuízos econômicos causados ao setor. A doença do edema é um dos tipos de doença epidêmica associada a três sorogrupos prevalentes de *E. coli* (O138, O139 e O141) e acomete leitões jovens, como os recém-desmamados. Causa edema das pálpebras, diarreia e neuroangiopatias (ataxia, paralisia, convulsões), em razão da presença da toxina denominada verotoxina do edema (*Stx_e*) (Urgent..., 2011; Al-Badaii et al., 2015).

Entre os modelos parasitários, os oocistos de *Cryptosporidium* spp., os cistos de *Giardia* spp. e os ovos de *Ascaris* spp. são considerados os mais resistentes aos processos de tratamento e desinfecção de matrizes, como água, esgoto, efluente, etc. (Centers for Disease Control and Prevention, 2013; Leal et al., 2013). Desses, os ovos de helmintos têm sido referenciados como uma das estruturas biológicas mais resistentes (Quilès et al., 2006). Os ovos de helmintos, como *Ascaris lumbricoides* e *A. summ* (em que um é indicativo do comportamento do outro), são protegidos por uma estrutura membranosa quádrupla, que tem em média uma espessura total de 4,5 µm. Os ascarídeos são parasitos do intestino delgado, e a ascaridíase decorre da presença de vermes adultos no lúmen intestinal do hospedeiro. Os vermes, quando na fase adulta, chegam a medir 35 cm de comprimento, e uma fêmea adulta fecundada pode produzir cerca de 200 mil ovos por dia (Quilès et al., 2006). Cabe ressaltar que, com a pecuária tecnificada, a circulação dos agentes helmínticos tem diminuído, principalmente em virtude da alimentação animal (Fongaro et al., 2014),

Os vírus entéricos são mencionados e estudados pela elevada resistência às condições ambientais adversas, podendo permanecer viáveis por longos períodos na água, resistindo a condições ambientais desfavoráveis ou letais para outros

microrganismos, tais como pH extremo, temperaturas elevadas, salinidade e radiação ultravioleta (UV) natural (Griffin et al., 2008). Possuem ainda a capacidade de rápida adsorção em partículas sólidas dispersas no ambiente, o que favorece a proteção diante de fatores inativantes (Hernroth et al., 2002; Koopmans et al., 2002).

A importância dos estudos no campo da virologia ambiental vem recebendo destaque ao longo dos anos, principalmente no que se refere à não correlação entre a presença de vírus e bactérias em amostras ambientais (Wong; Selvan, 2009). Posteriormente, relatou-se a capacidade de sobrevivência de agentes virais em dejetos de suíno e em água de reúso, bem como sua capacidade de percolação em diferentes tipos de solo (Roberts et al., 2016) e internalização em hortaliças diversas (Yang et al., 2017).

Para estabelecer o padrão de seguridade, são necessários agora estudos com análise de risco que considerem diferentes situações de exposição e implicações para a saúde em longo prazo (Dickin et al., 2016), a fim de que sejam determinados os graus de qualidade conforme a nobreza da atividade a ser desenvolvida com o emprego da água de reúso. A partir da determinação dos limites de contaminação, o desafio será estabelecer metodologias eficazes e economicamente viáveis para inativação de agentes virais.

Entre as enfermidades de etiologia viral, podem-se destacar as diarreias causadas pelos rotavírus A e C (RVA e RVC). Os rotavírus constituem um dos principais vírus entéricos tanto para humanos quanto para animais, principalmente em crianças menores de 5 anos e em animais nas primeiras fases de produção (ex.: leitões e bezerras), e são excretados em altas concentrações nas fezes de indivíduos contaminados. Os rotavírus A e C, que pertencem à família *Reoviridae*, não apresentam envelope e seu genoma consiste em RNA de dupla fita, segmentado (Alfieri et al., 2007). De acordo com as diferenças antigênicas detectadas na proteína VP6, os RVA podem ser classificados em sete sorogrupos distintos. Os grupos A, B e C são aqueles encontrados tanto em humanos quanto em outras espécies animais, especialmente em suínos (Estes et al., 2013).

No território brasileiro, o RVA já foi detectado em água superficial (Elmahdy et al., 2016; Gillman, 2016), subterrânea (Fongaro et al., 2015) e em água de torneira (Kluge et al., 2014). Embora no Brasil a vacinação contra RVA tenha sido inserida no

calendário obrigatório desde 2006, ainda são observados picos sazonais da doença em todas as regiões do País (Masukawa et al., 2016).

Ainda na perspectiva da Saúde Única, destaca-se o vírus da hepatite E (HEV), o qual tem emergido como vírus zoonótico especialmente em países em desenvolvimento (Salines et al., 2017). O HEV não possui envelope, tem RNA de fita simples e é transmitido pela rota feco-oral, podendo causar sintomas clínicos semelhantes aos da HAV, porém geralmente mais severos (Emerson; Purcell, 2003). A preocupação com esse vírus reside não apenas na contaminação ambiental, mas também na cadeia produtiva de alimentos (Salines et al., 2017), quando ocorre sua contaminação.

Outro vírus que tem se destacado e que pode atingir suínos, por ingestão de água contaminada, é o circovírus suíno tipo 2 (PCV2), o qual está associado a um conjunto de manifestações clínicas de importância veterinária. A circovirose suína, caracterizada e identificada no Brasil pela primeira vez no ano 2000 por Zanella e Mores (2003), tem aumentado nos últimos anos, causando prejuízos econômicos (Menezes et al., 2016). Os membros da família *Circoviridae* são formados por vírions icosaédricos, sem envelope e genoma DNA circular de fita simples (Tischer et al., 1974). O PCV2 pode ser transmitido de forma horizontal e vertical, sendo a oronasal a rota mais frequente de transmissão. O PCV2 é excretado nas fezes por até 13 dias após a infecção (Madec et al., 2008).

Os circovírus são extremamente estáveis sob condições ambientais, tendo sido encontrados em amostras de água de rio (Garcia et al., 2012), poços (Fongaro et al., 2015) e em regiões onde há alta concentração de suínos e utilização de dejetos de suíno (tratado e não tratado) como biofertilizante. Observou-se ainda que esses vírus não são inativados por processos convencionais de tratamento de efluentes da produção animal (Viancelli et al., 2013).

Dos modelos alternativos de vírus entéricos, o uso de bacteriófagos é considerado confiável para calcular níveis de sobrevivência de patógenos entéricos em processos de inativação química e biológica, como anaerobiose, aerobiose e com adição de desinfetantes (Carlander et al., 2000; Sahlström et al., 2008). Entre os bacteriófagos

mais estudados, destacam-se os pertencentes ao grupo dos colífagos somáticos, os RNA F-específicos (Carlander et al., 2000; Sahlström et al., 2008), podendo ser introduzidos artificialmente em matrizes ambientais ou ocorrer naturalmente.

Os colífagos somáticos (ex.: PhiX-174), os fagos que infectam *Bacteroides fragilis* (ex.: bacteriófago de GB-124) e os fagos F-específicos RNA (ex.: MS2) são conhecidos por serem mais resistentes aos tratamentos térmicos e químicos do que as bactérias e os vírus entéricos. Portanto, podem ser utilizados como padrões sanitários no reúso de águas que entrem em contato direto com humanos e animais e exigem controles sanitários mais rígidos (Bertrand et al., 2012). No entanto, cabe ressaltar que tal resistência dos bacteriófagos pode subestimar a eficiência dos sistemas de tratamentos de dejetos, quando apenas eles forem tomados como biomarcadores, bem como superestimar o risco sanitário no caso do reúso de efluentes na agricultura, como irrigações e fertilizações (Hernroth et al., 2002; Emmoth et al., 2011; Magri et al., 2013).

Fica assim evidente que a escolha dos biomarcadores sanitários e a eficiência esperada dos sistemas de tratamento devem ser cuidadosamente estudadas, no intuito de eleger as melhores práticas de reúso de efluentes da pecuária, considerando o cenário de exposição e o risco sanitário em relação à saúde humana, animal e ambiental.

Principais fatores de higienização de dejetos animais para fins de reúso

Os agentes patogênicos humanos e animais são normalmente inativados ao longo do tempo em razão de uma combinação de fatores, como pH, temperatura, umidade, teor de carbono, disponibilidade de nutrientes, comportamento antagônico microbiano, entre outros (Sidhu et al., 2001; Semenov et al., 2007). A taxa de inativação natural normalmente é lenta e pouco confiável, uma vez que não são controlados os diferentes fatores inerentes às mudanças ambientais, como os sazonais. Por esses motivos, o armazenamento e o tratamento controlado de excretas humanas e animais devem ser efetivamente realizados, já que se pode melhor quantificar os fatores de inativação e ainda controlar tais fatores (Sidhu et al., 2001; Semenov et al., 2007).

Entre os principais métodos utilizados para a redução de patógenos em efluentes da produção animal estão os seguintes:

- Químicos: consistem na adição de compostos alcalinos, como cinzas, cal, entre outros, os quais propiciam grandes benefícios nos tratamentos de excretas, minimizando o odor e a atração de insetos e roedores. A eficiência da sanitização por adição de compostos alcalinos deve-se principalmente à elevação do pH, mas a secagem das excretas contribui para o aumento dessa eficiência. A adição de CaO (cal) eleva o pH e aquece a excreta, permitindo atingir padrão de qualidade sanitária de lodo de classe A, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Usepa, do inglês United States Environmental Protection Agency).
- Biológicos: compostagem e biodigestão anaeróbia e aeróbia.
 - a) A biodigestão anaeróbia pode ocorrer em temperatura ambiente, mesofílica (37 °C) e termofílica (> 45 °C) (Kunz et al., 2009). É comum o tratamento de dejetos humanos e animais ocorrer em unidades biológicas de tratamento anaeróbio (reatores Uasb, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*), que têm a capacidade de gerar e armazenar biogás em seu processo; em biodigestores de lagoa coberta (BLCs); e em reatores que atuam em temperaturas controladas, de forma contínua ou descontínua, do tipo *continuous stirred tank reactor* (CSTR) (Kunz et al., 2009).
 - b) Os reatores aeróbios são indicados para tratamentos de efluentes pré-clarificados, com baixa carga orgânica. São indicados para promover principalmente a remoção de nutrientes. Além disso, são utilizados para promover o reaproveitamento de água residuária, porém pouco tem sido estudado sobre a capacidade de inativação de patógenos nos produtos gerados (Kunz et al., 2009; Viancelli et al., 2012).

Entre os fatores classicamente reconhecidos com potencial de inativação de patógenos entéricos, como temperatura, radiação solar (UV), variação de pH, turbidez, composição orgânica da matriz, presença de microrganismos predadores,

agregação entre os próprios microrganismos ou com partículas sólidas em suspensão, a temperatura é considerada o fator mais importante (Bertrand et al., 2012).

Em processos de higienização ou desinfecção de dejetos animais, o emprego de calor é realizado quando se pretende inativar os patógenos entéricos, pois, com a elevação da temperatura, há desnaturação de proteínas estruturais, inativação enzimática e desnaturação de ácidos nucleicos, o que impede irreversivelmente a replicação dos patógenos e evita que eles sejam reconhecidos pelos seus hospedeiros (Fong; Lipp, 2005).

O tempo de redução decimal (DT), que expressa o tempo necessário para redução de uma unidade logarítmica na concentração de células viáveis em dada temperatura (T), e o coeficiente térmico (z), que representa a diferença de temperatura necessária para a redução de uma unidade logarítmica no valor de DT, são parâmetros muito importantes a serem destacados durante o processo de inativação termal. Ambos estão relacionados com o grau de resistência ao calor de um determinado microrganismo em determinada matriz (Pecson et al., 2007; Wigginton et al., 2012).

O processo de formação de NH_3 é um fator importante na atuação biocida em dejetos. Sua formação ocorre pela degradação de nitrogênio (N) orgânico, gerando $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$. Esse processo é conhecido como mineralização de N. Posteriormente, a conversão de N orgânico para N inorgânico ocorre mediado pela hidrólise da ureia. Além de NH_3 , os carbonatos (CO_3^{2-}) formados pela decomposição da ureia também são reconhecidos por sua ação biocida (Chandran, 2009). Para que haja a conversão da amônia total presente naturalmente nos dejetos animais – íon amônio ($-\text{NH}_4^+$) –, há necessidade, portanto, de um pH que favoreça o deslocamento do equilíbrio químico até NH_3 , que possui ação biocida. Para otimizar esse processo, alguns alcalinizantes têm sido empregados, como as cinzas, as fontes alternativas de carbonato de cálcio (como conchas de ostras e cascas de ovos), a cal virgem e a ureia (Magri et al., 2013).

Desinfetantes baseados em sais de amônio possuem alta solubilidade não apenas em água, mas também em lipídios, o que facilita sua entrada e difusão pelas células, podendo atuar na desestabilização celular por meio da destruição de membranas e da desnaturação proteica (Bujozek, 2001), já que causa danos pela rápida

alcalinização do citoplasma celular. O mecanismo virucida de NH_3 raramente foi estudado, porém relata-se que há clivagem do material genético viral e pequenas alterações estruturais virais. Assim, os vírus podem ser impedidos de entrar na célula hospedeira e de replicar-se (Emmoth et al., 2011).

Análise quantitativa de risco microbiológico aplicada ao controle sanitário no reúso de efluentes animais

O processo de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) serve para estimar o risco de infecção, doença ou morte em decorrência da exposição a determinados agentes patogênicos. O início da aplicação dessa ferramenta ocorreu na década de 1980 pela Usepa. Para Haas et al. (2014), a AQRM é uma das formas para se avaliar o risco tolerável de infecção por patógenos presentes em águas de consumo, recreacionais, residuárias, em alimentos, no ar e em biossólidos.

O uso de tecnologias de tratamento que promovam o risco zero ou a higienização total dos efluentes acaba, muitas vezes, por inviabilizar o reúso, em razão dos elevados custos associados. Além disso, dentro desse mesmo paradigma, a adoção de normativas muito restritivas culmina por inviabilizar a prática.

Nesse contexto, algumas questões devem ser apontadas: Qual é o risco aceitável? Qual é o nível de tratamento requerido para efluentes, quanto à remoção de patógenos, para a prática de reúso “seguro”? As questões apontadas possuem respostas complexas, as quais devem estar associadas a particularidades, como o tipo de reúso aplicado, as condições de saúde da população exposta ao risco e as possíveis vias de exposição, citando somente alguns exemplos.

No intuito de elucidar essas questões, busca-se cada vez mais o uso de ferramentas e metodologias de avaliação de risco, entre as quais se destaca, no contexto do reúso de efluentes, a AQRM.

A metodologia de avaliação de risco relacionada à saúde humana foi publicada formalmente em 1986 no *Guidelines for Carcinogenic Risk Assessment*, da Usepa (Gerba, 2008).

Na AQRM, o risco é modelado matematicamente de acordo com uma relação equacional de dose ingerida x resposta do indivíduo exposto (Haas et al., 2014). Ao final, o risco é descrito como uma curva de probabilidades de infecção ou morte (que varia de 0-1% ou de 0-100%, observando-se que, uma vez havendo a exposição, o risco zero não existe).

Outra forma que vem sendo amplamente utilizada para apresentar o risco calculado é o tempo de vida perdido por morte prematura ou por períodos vividos com incapacidades por causa de doenças, o que é indicado pelo parâmetro Daly (do inglês *Disability Adjusted Life Years*).

O Daly tem ido amplamente utilizado por agências como a Organização Mundial de Saúde (OMS), a Usepa, e a agência australiana National Resource Management Ministerial Council (NRMMC), como parâmetro de risco para o estabelecimento de diretrizes sanitárias e ambientais. Em 2006, a OMS estabeleceu o padrão de 10^{-6} Dalys por pessoa por ano como o risco máximo aceitável, ou seja, a carga máxima tolerável de doença associada ao reúso de esgotos sanitários para irrigação. Em outras palavras, o risco é considerado aceitável se 1 ano de vida saudável é perdido em razão de doenças infecciosas entéricas, em uma população de 1 milhão de pessoas, durante um período de vida de 70 anos.

Para a aplicação da AQRM, é necessário seguir quatro passos (Rose et al., 2013): a) formulação do problema e obtenção de dados sobre os agentes de risco (patógenos); b) seleção ou construção dos modelos de dose-resposta a serem utilizados; c) aplicação nos cenários de exposição que devem ser também formulados; d) caracterização dos riscos aos indivíduos, comunidades e populações expostas.

Recentemente, diversos estudos têm aplicado a AQRM e avaliado os riscos associados ao reúso de efluentes em geral (Mok et al., 2014; Lim et al., 2017; Stevens et al., 2017). Por exemplo, o trabalho de Stevens et al. (2017) determinou os valores de redução decimal logarítmica que são necessários para o decréscimo na concentração de ovos de helmintos em dejetos de bovinos e suínos que seriam aplicados no solo. O estudo baseou-se no padrão recomendado de risco aceitável do *Australian*

Guidelines for Water Recycling (2006). Como resultado, seria necessária uma redução de três unidades logarítmicas para alcançar o padrão de 10^{-6} Dalys por pessoa por ano. Esse resultado foi utilizado na sequência, para determinação de novas equações para o dimensionamento de sistemas de tratamento do tipo lagoas de estabilização, visando à redução de, no mínimo, $3 \log_{10}$ de ovos de helmintos.

Conforme citado anteriormente, no Brasil a prática de reúso de efluentes em geral, incluindo os efluentes da produção animal, é realizada, na maioria dos casos, sem critérios.

Atualmente estão vigentes duas normativas relativas especificamente a esgotos sanitários, e a quantificação do risco não foi levada em consideração. A Norma Técnica Brasileira NBR/ABNT 13.969/97 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997) apresenta o reúso de forma muito tangencial, trazendo somente padrões para sólidos e coliformes. Por sua vez, a Resolução Conama nº 375/2006, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006), “define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados”. Esta última apresenta padrões microbiológicos para o reúso, que incluem bactérias do grupo coliformes, salmonelas, ovos de helmintos e vírus entéricos, além de substâncias orgânicas e inorgânicas. No entanto, a Resolução Conama nº 375/2006 deve ser avaliada criticamente por apresentar padrões baseados na realidade socioeconômica e ambiental (incluindo fatores geográficos e climáticos) de normas vigentes em outros países, como Estados Unidos, o que, muitas vezes, pode superestimar ou subestimar os riscos no contexto do Brasil. Nesse sentido, ressalta-se o potencial e a importância da inclusão de estudos de AQRM para o estabelecimento de novas diretrizes aplicáveis e condizentes com a realidade do País, citando-se a urgente demanda por diretrizes específicas para os efluentes oriundos da produção animal.

Considerações finais

O reúso de efluentes da produção animal é uma prática que vem ocorrendo no Brasil e em muitos países sem regulamentação formal nem critérios técnicos

definidos. Ressalta-se que a ausência de critérios não deve ser fator impeditivo para o processo, tendo em vista o elevado potencial agrônômico desses dejetos e do reúso de água.

Deve-se assim propor a redação de normativas e buscar a construção de legislação que contemple a realidade do País e a potencialidade dos efluentes e dos sistemas de tratamentos, considerando os fatores limitantes para o reúso dentro dos pilares indissociáveis do conceito de Saúde Única, que traduz a união indissociável entre saúde humana, animal e ambiental.

Referências

AL-BADALI, F.; SHUHAIMI-OTHMAN, M. Water pollution and its impact on the prevalence of antibiotic-resistant E. coli and total coliform bacteria: a study of the Semenyih River, Peninsular Malaysia. **Water Quality, Exposure and Health**, n. 7, p. 319-330, Sept. 2015.

ALFIERI, A. A.; ALFIERI, A. F.; TAKIUCHI, E.; LOBATO, Z. I. P. Reoviridae. In: FLORES, E. F. (Org.). **Virologia veterinária**. Santa Maria: Ed. da UFSM, 2007. p. 775-805.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

AUSTRALIAN GUIDELINES FOR WATER RECYCLING. **Managing health and environmental risks. Phase 1. National water quality management strategy 21**. Canberra: Natural Resource Management Ministerial Council, 2006.

BAPTISTA, F. M.; DAHL, J.; NIELSEN, L. R. Factors influencing Salmonella carcass prevalence in Danish pig abattoirs. **Preventive Veterinary Medicine**, v. 95, n. 3-4, 231-238, July 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2010.04.007>>. Acesso em: 18 set. 2018.

BERTRAND, I.; SCHIJVEN, J. F.; SÁNCHEZ, G.; WYN-JONES, P.; OTTOSON, J.; MORIN, T.; MUSCILLO, M.; VERANI, M.; NASSER, A.; DE ROSA HUSMAN, A. M.; MYRMEL, M.; SELLWOOD, J.; COOK, N.; GANTZER, C. The impact of the temperature on the inactivation of enteric viruses in food and water: a review. **Journal of Applied Microbiology**, p. 1-16, Mar.

2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05267.x>>. Acesso em: 18 set. 2018.

BUJOZEK, G. **Influence of ammonia and other abiotic factors on microbial activity and pathogen inactivation during processing of high-solid residues**. 2001. These (Dissertation) – University of Manitoba, Manitoba. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1993/1981>>. Acesso em: 18 set. 2018.

CARLANDER, A.; ARONSSON, P.; ALLESTAM, G.; STENSTRO, M. T. A.; PERTTU, K. Transport and retention of bacteriophages in two types of willow-cropped lysimeters. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 35, n. 8, p. 1477-1492, Dec. 2000. DOI: 10.1080/10934520009377048.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Outbreak of *Escherichia coli* O104:H4 infections associated with sprout consumption Europe and North America, May/July 2011. **Morbidity and Mortality Weekly Report**, v. 62, n. 50, p.10291031, May-July 2013.

CHANDRAN, A.; PRADHAN, S. K.; HEINONEN-TANSKI, H. Survival of enteric bacteria and coliphage MS2 in pure human urine. **Journal of Applied Microbiology**, v. 107, n. 5, p. 1651-1657, Oct. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04353.x>>. Acesso em: 18 set. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução 375 de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF: MMA, 2006.

DICKIN, S. K.; SCHUSTER-WALLACE, C. J.; QADIR, M.; PIZZACALLA, K. A review of health risks and pathways for exposure to wastewater use in agriculture. **Environmental health perspectives**, v. 124, n. 7, p. 900, 2016.

ELMAHDY, E. M.; FONGARO, G.; SCHISSI, C. D.; PETRUCIO, M. M.; BARARDI, C. R. M. Enteric viruses in surface water and sediment samples from the catchment area of Peri Lagoon, Santa Catarina State, Brazil. **Journal of water and health**, n. 14, 1, p. 142-154, Aug. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wh.2015.295>>. Acesso em: 18 set. 2018.

EMERSON, S. U.; PURCELL, R. H. Hepatitis E virus. **Reviews in Medical Virology**, v. 13, p. 145-154, 2003. DOI: 10.1002/rmv.384.

EMMOTH, E.; OTTOSON, J.; ALBIHN, A.; BELÁK, S.; VINNERÅS, B. Ammonia disinfection of hatchery waste for elimination of single-stranded RNA viruses. **Applied Environmental Microbiology**, v. 77, p. 3960-3966, 2011. DOI: 10.1128/AEM.02990-10.

ESTES, M.; GREENBERG, H. B. Rotaviruses. In: KNIPE, D. M.; HOWLEY, P. (Ed.). **Fields virology**. Philadelphia: Wolters Kluwer Health: Lippincott Williams & Wilkins, 2013. p. 1347-1395.

FAO. **The state of food and agriculture: innovation in family farming**. Rome, 2014. 161 p.

FONG, T. T.; LIPP, E. K. Enteric viruses of human and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2005. DOI: 10.1128/MMBR.69.2.357-371.2005.

FONGARO, G.; KUNZ, A.; MAGRI, M. E.; SCHISSI, C. D.; VIANCELLI, A.; PHILIPPI, L. S.; BARARDI, C. R. M. Settling and survival profile of enteric pathogens in the swine effluent for water reuse purpose. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 219, n. 8, p. 883-889, 2016.

FONGARO, G.; PADILHA, J.; SCHISSI, C. D.; NASCIMENTO, M. A.; BAMPI, G. B.; VIANCELLI, A.; BARARDI, C. R. M. Human and animal enteric virus in groundwater from deep wells, and recreational and network water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 24, 20060-20066, 2015.

FONGARO, G.; VIANCELLI, A.; MAGRI, M. E.; ELMAHDY, E. M.; BIESUS, L. L.; KICH, J. D.; KUNZ, A.; BARARDI, C. R. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science Total Environment**, v. 479-480, p. 227-283, May 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.004>>. Acesso em: 18 set. 2018.

GARCIA, L. A. T.; VIANCELLI, A.; RIGOTTO, C.; PILOTTO, M. R.; ESTEVES, P. A.; KUNZ, A.; BARARDI, C. R. M. Surveillance of human and swine adenovirus, human norovirus and swine circovirus in water samples in Santa Catarina, Brazil. **Journal Water Health**, v. 10, n. 3, p. 445-452, 2012.

GERBA, C.P. Risk assessment. In: MAIER, R. N.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. **Environmental Microbiology**. 2nd ed. Burlington: Academic Press/Elsevier, 598 p. 2008.

GILLMAN, L. **Virus entéricos en aguas de uso recreacional en un contexto de escasa cobertura de saneamiento en Barros Blancos, Canelones, Uruguay**. Montevideo, 2016. Disponível em: <<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/123456789/10173/1/uy24-18381.pdf>>. Acesso em: 18 set. 2018.

GRIFFITH, R. W.; SCHWARTZ, K. J.; MEYERHOLZ, D. K. Salmonella. In: STRAW, B. E.; ZIMMERMAN, J. J.; D'ALLAIRE, S.; TAYLOR, D. J. (Ed.). **Diseases of Swine**. [S.l.]: Blackwell Publishing, 2006. p. 739-751.

HAAS, C.; ROSE, J.; GERBA, C. **Quantitative microbial risk assessment**. New York: John Wiley & Sons, 2014. 440 p.

HERNROTH, B. E.; CONDEN-HANSSON, A. C.; REHNSTAN-HOLM, A. S.; GIRONES, R.; ALLARD, A. K. Environmental factors influencing human viral pathogens and their potential indicator organisms in the blue mussel, *mytilus edulis*: the first Scandinavian report. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, p. 4523-4533, 2002. DOI: 10.1128/AEM.68.9.4523-4533.2002.

HUNDESA, A.; MOTES, M. de; ALBINANA-GIMENEZ, N. C.; RODRIGUEZ-MANZANO, J.; BOFILL-MAS, S.; SUÑEN, E.; GIRONES, R. Development of a qPCR assay for the quantification of porcine adenoviruses as an MST tool for swine fecal contamination in the environment. **Journal of Virological Methods**, v. 158, n. 1-2, p.130-135, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2009.02.006>>. Acesso em: 18 set. 2018.

KLUGE, M.; FLECK, J. D.; SOLIMAN, M. C.; LUZ, R. B.; FABRES, R. B.; COMERLATO, J.; OLIVEIRA, A. B. Human adenovirus (HAdV), human enterovirus (hEV), and genogroup A rotavirus (GARV) in tap water in southern Brazil. **Journal of Water and Health**, v. 12, n. 3, p. 526-532, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wh.2014.202>>. Acesso em: 18 set. 2018.

KOOPMANS, M.; BONDDORFF, C. H.; VINJE, J.; MEDICI, D.; MONROE, S. Foodborne viruses. **Federation of European Microbiological Societies: Microbiology Review**, v. 26, n. 2, p. 87-205, 2002. DOI: 10.1111/j.1574-6976.2002.tb00610.x.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource technology**, n. 100, 22, p. 5485-5489, Nov. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>>. Acesso em: 18 set. 2018.

LEAL, D. A. G.; RAMOS, A. P. D.; SOUZA, D. S. M.; DURIGAN, M.; GREINERT-GOULART, J. A.; MORESCO, V.; AMSTUTZ, R. C.; MICOLI, A. H.; CANTUSIO NETO, R.; BARARDI, C. R. M.; FRANCO, R. M. B. Sanitary quality of edible bivalve mollusks in southeastern Brazil using an U.V. based depuration system. **Ocean Coastal Management**, v. 72, p. 93-100, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.07.010>>. Acesso em: 18 set. 2018.

LIM, K.Y.; WU, Y.; JIANG, S. C. Assessment of Cryptosporidium and norovirus risk associated with de facto wastewater reuse in Trinity River, Texas. **Microbial Risk Analysis**, v. 5, p. 15-24, April 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.mran.2016.11.002>>. Acesso em: 18 set. 2018.

MADEC, F.; ROSE, N.; GRASLAND, B.; CARIOLET, R.; JESTIN, A. Post-weaning multisystemic wasting syndrome and other PCV2-related problems in pigs: a 12-year experience. **Transboundary and Emerging Diseases**, v. 55, p. 273-283, July 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1865-1682.2008.01035.x>>. Acesso em: 18 set. 2018.

MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S.; VINNERÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. **Applied Environmental Microbiology**, v. 79, n. 7, p. 2156-2163, 2013. DOI: 10.1128/AEM.03920-12.

MASUKAWA, M. D. L. T.; SOUZA, E. M. D.; GIMENES, E.; UCHIMURA, N. S.; MORIWAKI, A. M.; UCHIMURA, T. T. Time series investigation of changes in seasonality of acute diarrhea hospitalizations before and after rotavirus vaccine in Southern Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, n. 32, n. 10, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00080515>. Acesso em: 18 set. 2018.

MENEZES CRUZ, A. C. de; SILVEIRA, R. L.; BAEZ, C. F.; VARELLA, R. B.; DE CASTRO, T. X. Clinical aspects and weight gain reduction in swine infected with porcine circovirus type 2 and torque teno sus virus in Brazil. **Veterinary Microbiology**, v. 195, p. 154-157, 2016.

MOK, H. F.; BARKER, S. F.; HAMILTON, A. J. A probabilistic quantitative microbial risk assessment model of norovirus disease burden from wastewater irrigation of vegetables in

Shepparton, Australia. **Water Research**, v. 54, p. 347-362, 2014. Disponível em: DOI:10.1016/j.watres.2014.01.060. Acesso em: 18 set. 2018

NGUYEN-VIET, H.; PHAM-DUC, P.; NGUYEN, V.; TANNER, M.; ODERMATT, P.; VU-VAN, T. A One Health perspective for integrated human and animal sanitation and nutrient recycling. In: ZINSSTAG, J.; SCHELLING, E.; WALTNER-TOEWS, D.; WHITTAKER, M.; TANNER, M. (Ed.). **One health: the theory and practice of integrated health approaches**. Boston: Cabi, 2015. p. 96-107.

PECSON, B. M.; BARRIOS, J. A.; JIMENEZ, B. E.; NELSON, K. L. The effects of temperature, pH, and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. **Water Research**, v. 41, n. 13, p. 2893-2902, 2007.

QUILÈS, F.; BALANDIER, J.-Y.; CAPIZZI-BANAS, S. In situ characterisation of a microorganism surface by Raman microspectroscopy: the shell of *Ascaris* eggs. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 386, n. 2, p. 249-255, 2006.

ROBERTS, B. N.; BAILEY, R. H.; MCLAUGHLIN, M. R.; BROOKS, J. P. Decay rates of zoonotic pathogens and viral surrogates in soils amended with biosolids and manures and comparison of qPCR and culture derived rates. **Science of The Total Environment**, v. 573, p. 671-679, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.088>>. Acesso em: 18 set. 2018.

ROSE, J. B.; CURIAN, P. L.; HAAS, C. L.; EISENBERG, J.; KOOPMAN, J.; NICAS, M.; SHIBATA, T.; WEIR, M. H. **Theory and practice of quantitative microbial risk assessment: an introduction**. Michigan: Center for Advancing Microbial Risk Assessment/CAMRA, 2013. 146 p.

SAHLSTRÖM, L.; BAGGE, E.; EMMOTH, E.; HOLMQVIST, A.; DANIELSSON-THAM, M.-L.; ALBIHN, A. A laboratory study of survival of selected microorganisms after heat treatment of biowaste used in biogas plants. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 16, p. 7859-7865, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.071>>. Acesso em: 18 set. 2018.

SALINES, M.; ANDRAUD, M.; ROSE, N. From the epidemiology of hepatitis E virus (HEV) within the swine reservoir to public health risk mitigation strategies: a comprehensive review. **Veterinary research**, v. 48, n. 1, 31, May 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s13567-017-0436-3>>. Acesso em: 18 set. 2018.

SEMENOV, A. V.; BRUGGEN, A. H. van; OVERBEEK, L. van; TERMORSHUIZEN, A. J. SEMENOV, A. M. Influence of temperature fluctuations on Escherichia coli O157:H7 and Salmonella enterica serovar Typhimurium in cow manure. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 60, n. 3, p. 419-428, June 2007.

SIDHU, J.; GIBBS, R. A.; HO, G. E.; UNKOVICH, I. The role of indigenous microorganisms in suppression of salmonella regrowth in composted biosolids. **Water Research**, v. 35, n. 4, p. 913-920, 2001.

STEVENS, D. P.; SURAPANENI, A.; THODUPUNURI, R.; O'CONNOR, N. A.; SMITH, D. Helminth log reduction values for recycling water from sewage for the protection of human and stock health. **Water Research**, v. 125, p. 501-511, 2017.

TISCHER, I.; RASCH, R.; TOCHTERMANN, G. Characterization of papovavirus and picornavirus like particles in permanent pig kidney cell lines. **Zentralbl Bakterio Orig A**, v. 226, n. 2, p. 153-167, 1974.

URGENT advice on the public health risk of Shigatoxin producing Escherichia coli in fresh vegetables. **European Food Safety Authority**, n. 9, v. 6, p. 2274, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.2274>>. Acesso em: 18 set. 2018.

VIANCELLI, A.; GARCIA, L. A. T.; SCHIOCHETM, K. A.; STEINMETZ, R.; CIACCI-ZANELLA, J. R. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in Veterinary Science**, v. 93, n. 3, p. 1520-1524, 2012.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W.; BARARDI, C. R. M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.055>>. Acesso em: 18 set. 2018.

WIGGINTON, K.; PECSON, B.; SIGSTAM, T. Virus inactivation mechanisms: impact of disinfectants on virus function and structural integrity. **Environmental Science Technology**, v. 46, p.12069-12078, Oct. 2012.

WONG, J. W. C. SELVAN, A. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms in pig manure through fly ash and lime addition during alkaline stabilization. **Journal of Hazard Materials**, v. 169, p. 882-889, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**: Volume II - wastewater use in agriculture. Geneva, 2006.

YANG, Z.; CHAMBERS, H.; DICAPRIO, E.; GAO, G.; LI, J. Internalization and dissemination of human norovirus and Tulane virus in fresh produce is plant dependent. **Food Microbiology**, v. 69, p. 25-32, 2017.

ZANELLA, J. R. C.; MORES, N. Diagnostic of post-weaning multisystemic wasting syndrome (pmws) in swine in brazil caused by porcine circovirus type 2 (PCV2). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 55, p. 522-527, 2003.

Tecnologias para tratamentos de efluentes da produção animal visando ao reúso de água

Airton Kunz ■ Gislaine Fongaro

Introdução

A demanda mundial por água potável e alimentos, bem como o cenário de mudanças climáticas devem ser motivo de preocupação para o setor pecuário, que deve considerar e responder positivamente a esses desafios. Nesse aspecto, a produção pecuária, que é de extrema importância para o Brasil, demanda água para os processos produtivos, gerando líquidos que podem ser tratados e reutilizados, por meio de reciclagem, em atividades inerentes à agricultura, como, por exemplo, a produção de grãos.

Em geral, a água de reúso pode satisfazer a maioria das demandas de água, desde que seja adequadamente tratada para garantir a qualidade de acordo com a maior chance de exposição humana e animal. Esse reúso, porém, deve ser planejado, condizendo com sua finalidade no que se refere à qualidade sanitária e nutricional dessas águas, evitando poluição ambiental, como eutrofização por lixiviação e/ou escoamento de nitrato, fósforo, emissões de amônia e gases de efeito de estufa (GEE).

Segunda a Agência de Proteção Ambiental Americana (2016), as águas recicladas para fins de reúso são usadas principalmente para agricultura, paisagismo, irrigação de parques públicos, entre outras finalidades, por isso os níveis de tratamento empregados não são dirigidos, na maioria das vezes, a atender parâmetros de potabilidade hídrica.

Mesmo com a demanda crescente por recursos hídricos e a necessidade de buscar fontes alternativas para obtenção de recursos hídricos, o Brasil ainda carece de legislação específica para regulamentação do reúso de águas. Segundo a Agência Nacional de Águas (2016), o Brasil precisa de legislações que priorizem a segurança do meio ambiente e dos usuários, no que se refere tanto ao manuseio quanto ao

consumo de água de reúso, buscando instruções e legislações que atendam e controlem tal demanda.

A Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Fatma), por meio da Instrução Normativa nº 11 (Santa Catarina, 2014), prevê o uso de dejetos de suínos em solos, de acordo com os seguintes fatores: demanda nutricional da cultura a ser adubada, concentração de nutrientes e índice de eficiência agrônômica dos nutrientes para cada tipo de fertilizante orgânico.

Cabe ressaltar que o reúso de água pode diminuir o uso de água doce dos ecossistemas, complementado às demandas de água nos setores produtivos, principalmente na pecuária e agroindústria. Porém há demanda de tratamentos focados na redução do risco sanitário e ambiental, atuando na redução de agentes patogênicos, no equilíbrio nutricional e na redução de compostos xenobióticos (poluentes emergentes) (Bernet; Béline, 2009).

Nessa perspectiva, o presente capítulo apresenta e discute as principais tecnologias de tratamento de efluentes da produção animal visando ao reúso de água.

Processos aplicados no tratamento de dejetos animais visando ao reúso de águas residuárias

Sistema de separação de fase (sólido/líquido)

Os sistemas físicos são eficientes no processo de separação de fases (sólido/líquido), a partir de dejetos animais, como de suínos e bovinos de leite. Em geral, os dejetos possuem alta concentração de partículas sólidas, as quais, por recomendação, devem ser separadas da fração líquida. Esse processo aumenta a sobrevida dos sistemas de tratamento (ex.: assoreamento de biodigestores) e contribui para a diminuição de sobrecarga do tratamento como um todo, prevenindo a deposição de sólidos em tanques e lagoas (Kunz et al., 2009; Amaral et al., 2016).

Na separação de fases, pode-se empregar o peneiramento, em peneiras com tamanho de crivo geralmente entre 1 mm e 2 mm, seguido por processos de

sedimentação ou floculação-coagulação (pela adição de agentes químicos como extratos tanantes) (Kunz et al., 2009; Amaral et al., 2016).

Equipamentos como decantadores e prensa de parafuso podem otimizar o fracionamento dos efluentes em sólido (lodo) – para atender a demanda da biofertilização de solos – e líquido (efluente final) – a ser utilizado com água de reúso. No entanto, a reciclagem desses produtos depende de sua segurança sanitária, uma vez que muitos patógenos entéricos podem se agregar nas partículas sólidas formadas, sendo então carregados para essa porção da fração podendo ainda permanecer na fração líquida (Fongaro et al., 2016).

A separação sólido-líquido é comumente utilizada nos sistemas de tratamento de excretas humanas e animais, para facilitar os processos biológicos tanto aeróbios quanto anaeróbios evitando falhas nesses sistemas de tratamento (Etterer; Wilderer, 2001; Schwarzenbeck et al., 2005).

Processos de tratamento que envolvem rotas biológicas

A seguir são descritas algumas tecnologias de tratamento que envolvem processos biológicos (anaeróbios, aeróbios ou sua associação) para o tratamento de resíduos da produção animal. O uso de processos biológicos para o tratamento desse tipo de resíduo é atrativo pela alta biodegradabilidade desses efluentes.

Biodigestores do tipo lagoa coberta (BLCs)

O processo de biodigestão anaeróbia depende primordialmente da temperatura, do pH e da condição nutricional do dejetos, uma vez que esses são os principais fatores intervenientes na condição de sobrevivência dos microrganismos anaeróbios. O processo de biodigestão anaeróbia, que ocorre com a degradação da matéria orgânica por via anaeróbia, passa pelas seguintes fases:

- 1) Hidrólise: a primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados, transformando-os em compostos solúveis mais simples.

- 2) Acidogênese: nesta etapa, os produtos que resultam da hidrólise são metabolizados pelas bactérias fermentativas em compostos orgânicos simples, como álcoois, aldeídos, cetonas, ácidos graxos voláteis de cadeia curta, CO₂ e H₂. Esta fase propicia o crescimento de novas comunidades microbianas, pois a fermentação ocorre por um grupo diversificado de bactérias.
- 3) Acetogênese: trata-se de uma etapa que possibilita a transformação de produtos da acidogênese em ácido acético (precursor da formação do metano). Os ácidos, em concentrações elevadas, inibem a etapa final da digestão anaeróbia, ou seja, os ácidos precisam ser consumidos durante o processo.
- 4) Metanogênese: esta é a etapa final do processo de biodigestão anaeróbia, em que os compostos produzidos na fase acidogênica são transformados em biogás por microrganismos anaeróbios estritos. Os substratos responsáveis pela formação do metano são o dióxido de carbono, o hidrogênio, o ácido acético, o ácido fórmico e o etanol. As principais vias para a formação do metano são a descarboxilação do ácido acético (microrganismos metanogênicos acetoclásticos) ou a redução do dióxido de carbono (microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos) (Belli Filho et al., 2004; Willians et al., 2013).

A Figura 1 resume as fases do processo de biodigestão anaeróbia.

Os biodigestores do tipo lagoa coberta (BLCs) são os mais adotados em propriedades suinícolas e leiteiras no Brasil, pois têm menor custo de implantação e manutenção, quando comparados aos demais modelos de biodigestores anaeróbios (Vivan et al., 2010; Miele et al., 2015).

Basicamente, os BLCs são constituídos por um tanque de digestão em lona PVC e por um gasômetro (campânula). O primeiro serve para armazenar e digerir a biomassa e o segundo para armazenar o biogás produzido pela digestão anaeróbia, de acordo com o esquema representativo da Figura 2.

Os BLCs podem atuar de forma contínua, semicontínua ou em batelada (Henn, 2005). Toda carga de dejetos aplicada requer um tempo de retenção hidráulica que, em geral, varia entre 25 e 40 dias dependendo das variações climáticas, da eficiência

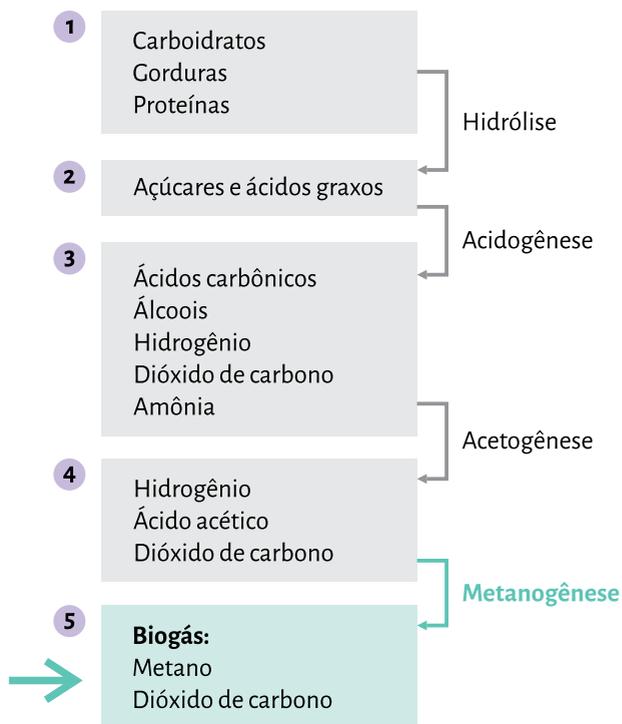


Figura 1. Resumo das fases do processo de biodigestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Fongaro et al. (2016).

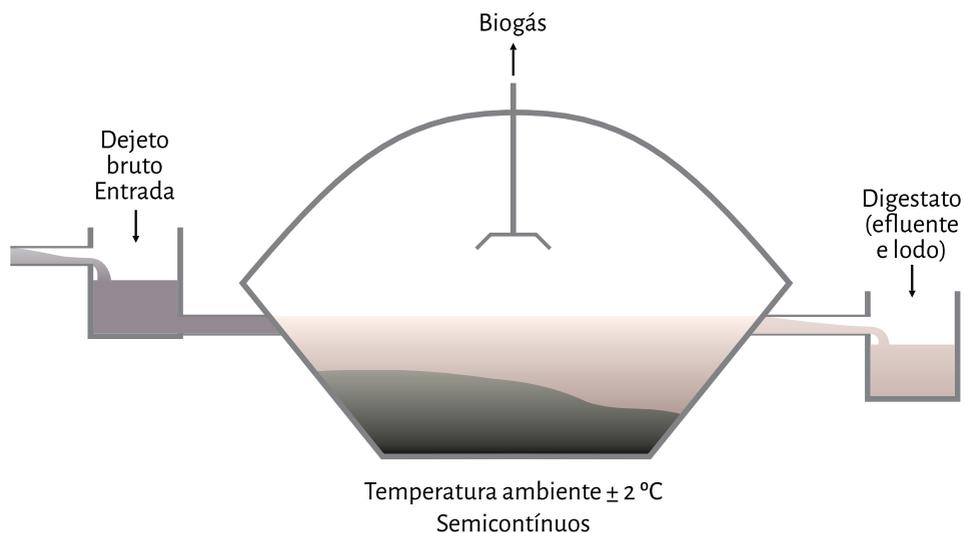


Figura 2. Diagrama esquemático de um biodigestor anaeróbio do tipo lagoa coberta, o mais comum no Brasil.

Fonte: Adaptado de Fongaro et al. (2016).

do reator e da separação prévia de sólidos. O volume do biodigestor é projetado de acordo com o volume de dejetos produzidos diariamente e do tempo de retenção hidráulica (TRH) adotado (Kunz et al., 2009).

Os BLCs aplicados no tratamento de dejetos suínos foram estudados no Brasil em escala laboratorial e real, visando avaliar, além da produção energética, a remoção e inativação de patógenos entéricos, como *Salmonella* spp., circovírus suíno e rotavírus A. Resultados obtidos por Fongaro et al. (2015) apresentaram remoção de até 99% desses patógenos. Os autores consideraram a necessidade de tratamento secundário para atingir minimamente 99,9% de redução desses patógenos para diminuir significativamente os riscos microbiológicos para fins de reúso do efluente como biofertilizante e água residuária.

Estímulos à produção e ao uso de biogás no Brasil

A necessidade de mitigação das emissões de GEE para o controle das mudanças climáticas e as demandas energéticas mundiais têm impulsionado e estimulado a produção e biogás. O Acordo de Paris, firmado durante a 21ª Conferência das Partes (COP-21), em dezembro de 2015, deu continuidade às ações globais de mitigação das emissões de GEE. Os países signatários do acordo assumiram suas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC, do inglês Nationally Determined Contribution), por meio das quais se comprometeram em reduzir suas emissões de GEE e evitar a elevação da temperatura média global acima de 2,0 °C em relação aos níveis anteriores à Revolução Industrial – com esforços para mantê-la em até 1,5 °C (United Nations Framework Convention on Climate Change, 2017).

No Acordo de Paris, o Brasil assumiu uma contribuição na redução de GEE de 37% até 2025 e de 43% até 2030, em relação ao emitido no ano de 2005, que foi de 2,1 Gt CO₂eq (Estudo..., 2005). Entre as estratégias identificadas para atingir essas metas, destacam-se as seguintes: a ampliação do uso de biocombustíveis na matriz energética – etanol e biodiesel (18% até 2030); a expansão da participação de energias renováveis na composição da matriz energética brasileira – eólica, biomassa, solar (45% até 2030); a promoção da eficiência energética no setor elétrico (10% até

2030); a restauração e recuperação de florestas (12 milhões de hectares de vegetação até 2030); o fortalecimento de políticas para o desmatamento ilegal zero (até 2030); o fomento para a agricultura de baixo carbono – restauração de pastagens degradadas (15 milhões de hectares até 2030); e a expansão da integração lavoura-pecuária-floresta (5 milhões de hectares até 2030) (Borba et al., 2012; Pretendida..., 2017; United Nations Framework Convention on Climate Change, 2017).

Nesse sentido, o Brasil tem estimulado a produção de biocombustíveis, como o biogás nacional, auxiliando na mitigação de emissão de metano. Entre os programas nacionais, as principais ações são aquelas voltadas ao reúso de água e biofertilizantes do setor pecuário, por intermédio da Rede BiogásFert (2016), visando à agregação de valor aos resíduos e à redução de emissões de GEE. Além disso, o País possui importantes programas que envolvem a produção de biogás. Outro esforço importante se concretizou no Plano Agricultura de Baixo Carbono (ABC), que buscou contribuir para a implementação de tecnologias, práticas e processos, a fim de cooperar com as metas nacionais de mitigação de emissões de GEE, nas quais a biodigestão anaeróbia foi contemplada, incentivando a geração e o uso do biogás. Mais recentemente, em concomitância com os programas supracitados, o Programa RenovaBio, iniciado em 2017, criou mecanismos para o uso sustentável dos biocombustíveis na matriz energética brasileira, estimulando também a produção de biogás a partir de efluentes agropecuários, como importante estratégia para a agropecuária brasileira (Brasil, 2016).

A Lei nº 13.576 (Brasil, 2017), que dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências, instituiu em seu art. 1º os objetivos de tal política, destacando os seguintes objetivos: a) atender aos compromissos do Brasil no âmbito do Acordo de Paris sob a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima; b) contribuir para a adequada relação de eficiência energética e de redução de emissões de GEE na produção, na comercialização e no uso de biocombustíveis, inclusive com mecanismos de avaliação de ciclo de vida; c) promover a adequada expansão da produção e do uso de biocombustíveis na matriz energética nacional, com ênfase na regularidade do abastecimento de combustíveis; d) contribuir

com previsibilidade para a participação competitiva dos diversos biocombustíveis no mercado nacional de combustíveis. O RenovaBio deve promover a livre concorrência no mercado de biocombustíveis, agregar valor à biomassa brasileira e reconhecer o papel estratégico dos biocombustíveis na matriz energética brasileira.

Esses esforços nacionais se devem e se somam ao potencial brasileiro para geração e aproveitamento energético a partir do biogás, especialmente por possuir, além de grandes aglomerações populacionais em centros urbanos, expressiva produção agropecuária (Empresa de Pesquisa Energética, 2016). Nesse sentido, há boas perspectivas quanto à geração de bioenergia até 2050, a partir do aproveitamento do biogás proveniente das principais fontes de dejetos pecuários brasileiros, em escala centralizada e distribuída (Tabela 1).

Tabela 1. Perspectivas de geração de bioenergia até 2050 a partir do aproveitamento do biogás proveniente das principais fontes de dejetos pecuários brasileiros.

Fonte	Ano				
	2015	2020	2030	2040	2050
Geração centralizada (TWh)					
Gado leiteiro	0,4	0,4	0,4	0,5	0,6
Gado de corte ⁽¹⁾	–	–	–	0	0,1
Suínocultura	0,8	0,9	1,1	1,4	1,8
Avicultura	6	6	7	10	12
Geração distribuída⁽²⁾ (TWh)					
Gado leiteiro	12	12	13	6	19
Gado de corte	–	–	–	–	3
Suínocultura	6	6	8	10	13
Avicultura	12	13	16	21	27

⁽¹⁾Criação confinada. ⁽²⁾Geração distribuída: a fonte geradora está localizada próximo do consumidor final, o que reduz o custo e os impactos comuns à geração centralizada.

Fonte: Empresa de Pesquisa Energética (2016).

Unidades de tratamento de dejetos

A possibilidade de conjugação de rotas de tratamento torna-se interessante, pois permite alcançar a sinergia pela conjugação dos diferentes processos unitários, aproveitando as potencialidades dessas tecnologias. Um exemplo disso é a estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS), que é composta de uma unidade de separação sólido-líquido, um tanque equalizador, um flotodecantador primário e uma unidade biológica de tratamento anaeróbico (reator Uasb, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*) e um decantador secundário (Figura 3).

Durante o processo de tratamento pela combinação de rotas anaeróbias e aeróbias, há uma significativa redução de patógenos, sobretudo de bactérias. Os vírus são reduzidos no processo, no entanto não eliminados completamente (Viancelli et al., 2013). Os patógenos em contato com essa biomassa podem ser mais facilmente

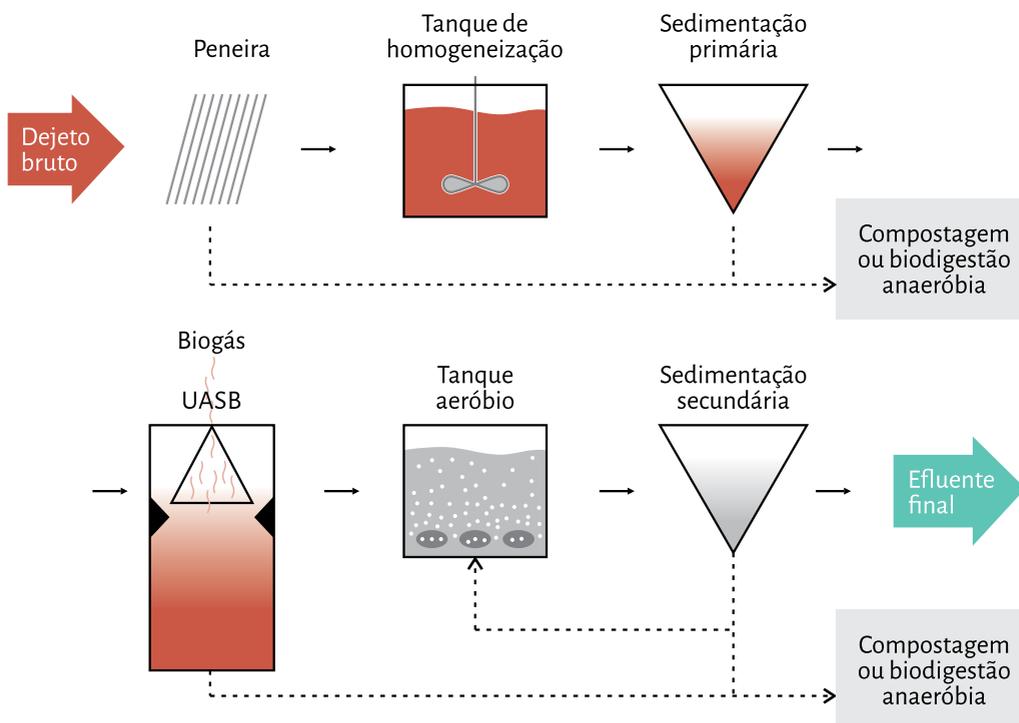


Figura 3. Fluxograma representativo da estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS) – Embrapa Suínos e Aves.

inativados, considerando a abundância de proteases e metabólitos presentes, como os fungos, bem como pela predação por protozoários (Dika et al., 2011).

Outro exemplo de tecnologia limpa desenvolvida pela Embrapa Suínos e Aves é o Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura (Sistrates), que integra anaerobiose e aerobiose, com o objetivo de reduzir o impacto ambiental das águas residuárias da suinocultura pela remoção conjunta de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) (Miele et al., 2011).

O processo baseia-se na separação física de sólidos grosseiros e partículas discretas, seguida da biodigestão anaeróbia, remoção biológica de N por nitrificação e desnitrificação e precipitação química do P. O Sistrates pode ser aplicado de maneira modular e adicional, de acordo com as necessidades de tratamento – módulo Biodigestor (Bio) + módulo N + módulo P –, e permite alcançar e melhorar os níveis de tratamento das águas residuárias da suinocultura, possibilitando seu reúso nas instalações ou na agricultura. Com isso, o impacto ambiental é minimizado, pois há redução da área necessária para disposição dos efluentes tratados (Miele et al., 2011).

No Sistrates, a geração de biogás obtida no módulo Bio pode ser utilizada como fonte de calor ou energia elétrica, o que reduz o requisito energético externo ao sistema produtivo (Figura 4). Nos módulos N e P, podem-se reaproveitar esses nutrientes para fins nutricionais no setor agropecuário. O P extraído é de alta pureza e apresenta alto potencial fertilizante e de reúso na alimentação animal (Fernandes et al., 2012; Tavernari et al., 2016).

O sistema apresenta alta capacidade de remoção de patógenos, fornecendo um efluente final de alta qualidade, especialmente após o processo de remoção de P, em que o uso de agente alcalinizante e a consequente elevação do pH funcionam como excelente agente para eliminação de bactérias e vírus (Viancelli et al., 2015).

Considerações finais

A destinação da água de reúso deve atender as normas e os padrões de qualidade estabelecidos, logo a busca pela higienização total dos efluentes acaba, muitas

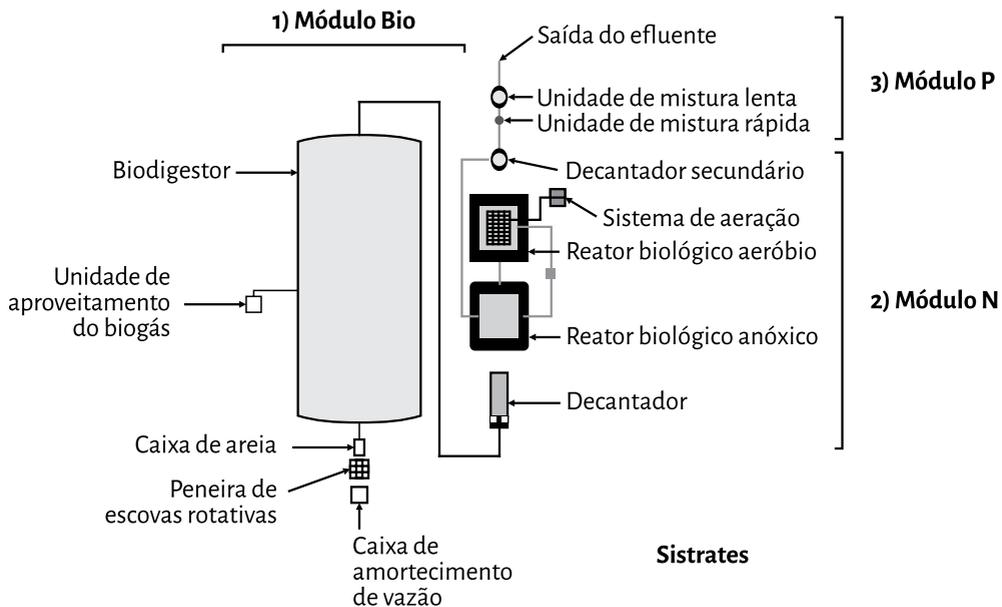


Figura 4. Vista superior do Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura (Sistrates).

vezes, inviabilizando o reúso, por causa dos elevados custos associados e das limitações tecnológicas. Por isso, há que se considerar a prática do reúso para adotar técnicas que atendam a demanda, as condições de saúde da população exposta ao risco e as possíveis vias de exposição humanas e animais (Bilotta et al., 2017).

A destinação de águas de reúso pode seguir o reúso potável e o não potável. No caso do reúso potável, menos frequente, o efluente tratado pode ser utilizado em substituição a fontes de água potável, como para abastecimento humano (Mancuso; Santos, 2003). Já o reúso não potável é utilizado para irrigação (culturas agrícolas e jardinagem), complementação de correntes de água em plantas industriais, recarga de aquíferos, lavagem de instalações pecuárias, dentre outros usos. Por serem menos exigentes e com risco diminuído em relação ao reúso potável, essas práticas são incentivadas por políticas públicas adequadas e indicadas, principalmente, para os centros urbanos, com baixa disponibilidade de fontes de água (Mierzwa; Hespanhol, 2005).

Portanto, a escolha da tecnologia a ser adotada para tratamento do efluente e seu posterior reúso dependerão da qualidade requerida, sob o ponto de vista

físico-químico ou microbiológico. É imprescindível respeitar o que preconiza a legislação e atender os requisitos técnicos, a fim de que os processos produtivos, nos quais essa água será utilizada, não sejam comprometidos.

Referências

AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL AMERICANA. **Onsite Wastewater Treatment Systems Manual**. Washington, DC: Environmental Protection Agency: Office of Water, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2016**. Brasília, DF: ANA, 2016. 95 p. Disponível em: <<http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe-conjuntura-2016.pdf/view>>. Acesso em: 21 set. 2018.

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SCUSSIATO, L.; TAPPARO, D. C.; GASPARETO, T. C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, Mar. 2016.

BELLI FILHO, P.; OLIVIERA PINTO, R. de; KOERICH, K.; GERSON MATIAS, W.; MOREIRA SOARES, H. Lodos de tanques sépticos. Caracterização e tratamento anaeróbio em um digestor piloto. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 29., 2004, San Juan. **Anais...** San Juan: Aidis, 2004. p. 1-7.

BERNET, N.; BÉLINE, F. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5431-5436, Nov. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.003>>. Acesso em: 20 set. 2018.

BILOTTA, P.; STEINMETZ, R. L.; KUNZ, A.; MORES, R. Swine effluent post-treatment by alkaline control and UV radiation combined for water reuse. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, n. 3, p. 1247-1253, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.033>>. Acesso em: 20 set. 2018.

BORBA, B. S. M. C.; LUCENA, A. F. P.; RATHMANN, R. Energy-related climate mitigation in Brazil: potential, abatement costs. **Energy Policy**, v. 49, p. 430-441, out. 2012.

BRASIL. Lei nº 13.576 de 26 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio) e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 dez. 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano ABC – Agricultura de baixa emissão de carbono**. Brasília, DF, 2016.

DIKA, C.; DUVAL, J. F.; LY-CHATAIN, H. M.; MERLIN, C.; GANTZER, C. Impact of internal RNA on aggregation and electrokinetics of viruses: comparison between MS2 phage and corresponding virus-like particles. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 14, 4939-4948, 2011. DOI: 10.1128/AEM.00407-11.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Análise energética e dados agregados de 1970 a 2016**: balanço energético nacional, 2016. Rio de Janeiro: EPE, 2017. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2017.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2018.

ESTUDO do potencial da geração de energia renovável proveniente dos “aterros sanitários” nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil. Brasília, DF: MMA, 2005. Disponível em <www.cepea.esalq.usp.br/br/documentos/texto/-aba-hrefcepea-mmaphpdestaque-estudo-do-potencial-da-geracao-de-energia-renovavel-proveniente-dos-aterros-sanitarios-nas-regioes-metropolitanas-e-grandes-cidades-do-brasil-a-b.aspx>. Acesso em: 21 set. 2018.

ETTERER, T.; WILDERER, P. A. Generation and properties of aerobic granular sludge. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 3, p. 19-26, Feb. 2001.

FERNANDES, G. W.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SZOGI, A.; VANOTTI, M.; FLORES, E. M. M.; DRESSLER, V. L. Chemical phosphorus removal: a clean strategy for piggery wastewater management in Brazil. **Environmental Technology**, v. 33, n. 14, p. 1677-1683, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2011.642896>>. Acesso em: 21 set. 2018.

FONGARO, G. PADILHA, J. SCHISSI, C. D. NASCIMENTO, M. A. BAMPI, G. B. VIANCELLI, A. BARARDI, C. R. M. Human and animal enteric virus in groundwater from deep wells, and recreational and network water. **Environmental Science and Pollution Research**, 2224, 20060-20066, 2015.

FONGARO, G.; KUNZ, A.; MAGRI, M. E.; SCHISSI, C. D.; VIANCELLI, A.; PHILIPPI, L. S.; BARARDI, C. R. M. Settling and survival profile of enteric pathogens in the swine effluent

for water reuse purpose. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 219, n. 8, p. 883-889, Nov. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2016.07.004>>. Acesso em: 21 set. 2018.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, M. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, nov. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>>. Acesso em: 21 set. 2018.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. A escassez e o reúso de água em âmbito mundial. In: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. DOS; PHILIPPI JÚNIOR, A. (Coord.). **Reúso de água**. Barueri: Manole, 2003.

MIELE, M.; KUNZ, A.; CORREA, J. C.; BORTOLI, M.; STEINMETZ, R. Impacto econômico de um sistema de tratamento de efluentes de biodigestores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 40., 2011, Cuiabá-MT. **Anais...** Cuiabá-MT: SBEA, 2011.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B.; NICOLOSO, R. S.; CORREA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento de efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, ano XXIV, n. 1, p. 31-41, 2015.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reúso**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. 143 p.

PRETENDIDA Contribuição Nacionalmente Determinada. 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80108/BRASIL%20iNDC%20portugues%20FINAL.pdf>>. Acesso em: 21 set. 2018.

REDE BiogásFert. 2016. Disponível em: <www.cnpsa.embrapa.br/biogasfert/>. Acesso em: 21 set. 2018.

SANTA CATARINA (Estado). **Instrução Normativa 11 versão outubro/2014**. Santa Catarina: Fatma, 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2018.

SCHWARZENBECK, N.; BORGES, J. M.; WILDERER, P. A. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 66, p. 711-718, 2005.

TAVERNARI, F.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; LIMA, G.; MELLO, P.; DRESSLER, V.; SORDI, C.; SUZIN, L.; MANSKE, N. Fósforo disponível de fosfato extraído de efluentes da suinocultura. Concórdia: Embrapa Suíno e Aves, 2016. (Embrapa Suíno e Aves. Comunicado técnico, 535).

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **The Paris agreement**. 2017. Disponível em: <<https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>>. Acesso em: 21 set. 2018.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; FONGARO, G.; KICH, J. D.; BARARDI, C. R. M.; SUZIN, L. Pathogen inactivation and the chemical removal of phosphorus from swine wastewater. **Water Air Soil Pollution**, v. 226, p. 223-271, July 2015.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W.; COLDEBELLA, A.; ESTEVES, P. A.; BRARDI, C. R. M. Performance of two manure treatment systems on chemical compositions and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, Jan. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.055>>. Acesso em: 21 set. 2018.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. Eficiência de interação biodigestores e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

WILLIAMS, J.; WILLIAMS, H.; DINSDALE, R.; GUWY, A.; ESTEVES, S. Monitoring methanogenic population dynamics in a full-scale anaerobic digester to facilitate operational monitoring management. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 234-242, July 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.089>>. Acesso em: 21 set. 2018.

Uso de água residuária da produção animal em fertirrigação

Fernando Campos Mendonça ■ *Fernanda Lameda Ferreira de Jesus* ■
Jessica Garcia Nascimento ■ *Arthur Carniato Sanches* ■ *Danielle Morais Amorim*

Introdução

A disponibilidade de água e de nutrientes é essencial ao desenvolvimento das atividades agropecuárias. A crescente demanda mundial por alimentos pode aumentar a demanda de água na agricultura e a pressão pelo uso de recursos hídricos em bacias hidrográficas com alta densidade demográfica. Aliado a isso, os crescentes padrões de qualidade requeridos pelos consumidores exigem dos produtores técnica e manejo voltados ao aumento da produtividade e da qualidade dos produtos agrícolas, de modo a aumentar a eficiência do uso de recursos naturais.

A intensificação da produção animal gera não somente consequências positivas, como a redução de área necessária à produção de uma unidade de produto final (carne, leite, lã, etc.), mas também impactos negativos, como o aumento da quantidade de resíduos sólidos e líquidos. Assim, para que a intensificação seja feita de modo adequado, é necessário o planejamento do tratamento e da disposição desses resíduos, a fim de evitar que contribuam para a degradação ambiental e depreciem a imagem dos produtos originários de áreas com produção intensiva.

Uma das tecnologias utilizadas em sistemas intensivos de produção animal é a irrigação, que visa suprir a demanda hídrica das culturas utilizadas na produção animal, aumentando sua produtividade, além de permitir o cultivo em locais e épocas do ano em que há escassez hídrica sazonal (regiões de clima úmido e semiáridas) ou permanente (regiões áridas). Áreas irrigadas têm maior produtividade, tanto pela regularidade da distribuição de água quanto pela possibilidade de aplicar fertilizantes junto com o sistema de irrigação, prática conhecida como fertirrigação (Aleman et al., 2016).

Paulino et al. (2011) apresentaram dados estatísticos sobre a distribuição da irrigação no Brasil, segundo dados do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2009). Os autores constataram que, naquela época, a irrigação por aspersão representava aproximadamente 51% da área irrigada no Brasil, dividindo-se entre aspersão por pivô central (19% da área) e demais sistemas de aspersão (35% da área). Ressalta-se que a maioria das áreas de pastagens irrigadas utiliza o método de aspersão, embora não haja dados específicos sobre tais áreas.

A fertirrigação é considerada uma tecnologia avançada e relativamente dispendiosa. É amplamente aplicada em culturas de alto valor econômico, tais como horticultura, floricultura e fruticultura (Qin et al., 2016), mas também tem sido adotada na produção animal, tal como em pastagens irrigadas, por causa de sua grande utilidade e praticidade. De acordo com Coelho et al. (2000), a adoção da fertirrigação tem muitas vantagens, entre as quais se destacam: a) o suprimento das necessidades nutricionais das plantas de acordo com suas curvas de absorção de nutrientes; b) a aplicação de nutrientes na zona radicular da cultura; c) a possibilidade de aplicação dos nutrientes em quantidades e concentrações de acordo com a necessidade da cultura em cada estágio fenológico e condição climática; d) a economia de mão de obra; e) a redução de atividades de pessoas e máquinas na área cultivada; f) a menor compactação e as melhores condições físicas do solo.

Pode-se fazer fertirrigação com fertilizantes minerais químicos ou por meio de águas residuárias, ricas em nutrientes e advindas de diversas atividades. Como exemplo, citam-se as águas provenientes da produção animal e vegetal, como a suinocultura, a bovinocultura, a produção do etanol de cana-de-açúcar (vinhaça).

São escassos os dados sobre a fertirrigação com águas residuárias no mundo. De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação (FAO), em 2008 foram produzidos 10,3 km³ de águas residuárias, dos quais menos de 1% (0,008 km³) foi tratado e destinado diretamente à fertirrigação (FAO, 2016).

Além da óbvia necessidade de suprimento de nutrientes às plantas, a fertirrigação com águas residuárias em áreas de produção animal deve considerar os

aspectos referentes à saúde dos animais, principalmente no caso de ruminantes em pastagens.

Este capítulo visa apresentar conceitos básicos sobre a fertirrigação com águas residuárias, no que se refere a aspectos fundamentais, origem, tratamento e técnicas de aplicação de águas residuárias provenientes da produção agropecuária.

Aspectos fundamentais da fertirrigação

Tal como na adubação convencional, na fertirrigação devem-se fornecer nutrientes em quantidades adequadas ao ótimo desenvolvimento das culturas, ao longo do ciclo de cultivo. Os nutrientes são requeridos em diferentes quantidades, por desempenharem distintas funções nas plantas. De acordo com as quantidades relativas encontradas nos tecidos vegetais, os elementos podem ser classificados como macronutrientes ou micronutrientes (Taiz; Zeiger, 2013). Esses autores classificam os nutrientes minerais das plantas em grupos de acordo com sua função bioquímica (Tabela 1).

Entre os nutrientes fornecidos na adubação, geralmente o nitrogênio (N) é exigido em maior quantidade por causa das perdas que frequentemente ocorrem por lixiviação, volatilização da amônia e desnitrificação (Singandhupe et al., 2003). O aumento da disponibilidade de N para as plantas interfere de forma direta e positiva

Tabela 1. Classificação dos nutrientes minerais das plantas de acordo com a função bioquímica.

Grupo	Nutriente mineral	Classificação por função
1	Nitrogênio e enxofre	Nutrientes que fazem parte de compostos de carbono
2	Fósforo, silício e boro	Nutrientes importantes na armazenagem de energia ou na integridade estrutural
3	Potássio, cálcio, magnésio, cloro, zinco e sódio	Nutrientes que permanecem na forma iônica
4	Ferro, manganês, cobre, níquel e molibdênio	Nutrientes envolvidos em reações de redução e oxidação (redox)

Fonte: Taiz e Zeiger (2013).

sobre os teores de N nas folhas das culturas. Como esse nutriente correlaciona-se com o teor de clorofila nas plantas, que, por sua vez, é relacionada à fotossíntese, maiores concentrações de N aumentam a taxa fotossintética (até um teor limite máximo) e, conseqüentemente, aumentam o rendimento e a produtividade das culturas (Li et al., 2013).

Há uma faixa de concentração adequada de nutrientes na massa seca que varia de acordo com a cultura agrícola, e a determinação dos níveis críticos (mínimo e máximo) é importante para o manejo da adubação e da nutrição mineral de plantas. No caso das plantas forrageiras tropicais, Santos (1997) realizou experimento com capim-braquiária (*Brachiaria decumbens* Stapf. cv. Basilisk) e concluiu que as lâminas de folhas novas (recém-expandidas) eram as mais adequadas para avaliar o estado nutricional em relação ao N na forrageira estudada. O autor observou que os níveis críticos desse nutriente nessa forrageira estão entre 14,5 g kg⁻¹ e 22,0 g kg⁻¹ de matéria seca. Colozza (1998) realizou experimento sobre diagnose foliar de N nos capins cv. Aruana e Mombaça (*Panicum maximum* Jacq.) e relatou que as lâminas de folhas novas foram mais adequadas à avaliação do estado nutricional em N e que o nível crítico desse nutriente ficou entre 20,8 g kg⁻¹ e 22,9 g kg⁻¹ de matéria seca. Já Manarim e Monteiro (2003) observaram que o nível mínimo de N foliar em capim-mombaça (*Panicum maximum* Jacq. cv. Mombaça) deve ser de 16 mg kg⁻¹ a 16,5 mg kg⁻¹ de matéria seca. De modo geral, pode-se afirmar que a diagnose foliar deve ser feita em folhas novas e recém-expandidas. Além disso, em forrageiras tropicais, pode-se considerar como limites adequados de N foliar os teores entre 15 mg kg⁻¹ e 23 mg kg⁻¹ de N.

Outros nutrientes também podem ser monitorados por diagnose foliar, tais como potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), cujos teores podem variar em função dos teores de N e enxofre (S) (Batista; Monteiro, 2010).

O estabelecimento das estratégias de fertirrigação pode ser dificultado por causa de fatores complexos envolvidos, como condições climáticas, tipo de solo e demanda de água, bem como nutrientes em cada estágio de desenvolvimento da cultura (Quin et al., 2016). A fertirrigação pode causar problemas ambientais que envolvem a contaminação de águas subterrâneas e a emissão de óxido nitroso (Li et al.,

2017). Coelho et al. (2000) destacam algumas limitações da fertirrigação, tais como: necessidade de prevenção do retorno do fluxo da solução nutritiva à fonte de água (possibilidade de contaminação de mananciais) e a possibilidade de entupimento do sistema de irrigação. A salinidade é outro problema que ocorre na fertirrigação em ambientes protegidos, mesmo em regiões úmidas como o Sul e o Sudeste do Brasil, por não haver lixiviação de sais provocada pelas chuvas (Silva et al., 2015b). Desse modo, torna-se evidente a necessidade do correto manejo da fertirrigação para que se previnam os possíveis problemas relacionados a essa técnica.

O manejo da fertirrigação com fertilizantes químicos pode ser realizado de maneira simples, sem necessidade de altos investimentos, e garante maior sucesso em sua utilização. Para se evitar a adição excessiva de fertilizantes, deve-se calcular corretamente o requerimento e a marcha de absorção dos nutrientes pela cultura em cada fase de seu ciclo fenológico. Esse cálculo pode ser realizado tanto pelo monitoramento das quantidades presentes na água utilizada no preparo da solução nutritiva de fertirrigação, modificando-as caso seja necessário, quanto pela aferição das concentrações de nutrientes nas plantas e no solo. O controle da salinidade pode ser realizado por meio do monitoramento dos íons na solução do solo, a partir da determinação de sua condutividade elétrica (Silva et al., 2015b), que é um indicador indireto da concentração total de íons dissolvidos na solução. A medição da condutividade elétrica apresenta como vantagens o baixo custo e a praticidade de utilização (Silva et al., 2016).

O conhecimento do melhor horário de aplicação da fertirrigação pode proporcionar economia de água e de energia e, assim, promover o aumento da rentabilidade de culturas (Sinha et al., 2017). Tecnologias como os aplicativos cFertigUAL (Pérez-Castro et al., 2017), Optifer (Pagán et al., 2015) e Ecofert (Bueno-Delgado et al., 2016) podem ser utilizadas em celulares e computadores, auxiliando os produtores na tomada de decisão em relação às quantidades de fertilizantes a serem fornecidas às culturas via fertirrigação.

Quando se pensa em fertirrigação com águas residuárias, não é possível estabelecer previamente a concentração dos nutrientes (mg dm^{-3} de água). Portanto,

é bem provável que as proporções encontradas não sejam as ideais para as culturas que receberão as águas residuárias. Além disso, alguns tipos de água residuária apresentam altos níveis de salinidade e podem prejudicar o desenvolvimento das culturas fertirrigadas. Por conseguinte, é necessário caracterizar as águas residuárias e fazer as devidas correções de proporção entre nutrientes, para que as plantas recebam nutrição equilibrada.

Fertirrigação com águas residuárias oriundas de agroindústrias e da produção agropecuária

As atividades agrícolas e agroindustriais demandam grande quantidade de água, mas, com tratamento adequado, grande parte das águas residuárias (água cinza) pode ser reutilizada, reduzindo a demanda por águas subterrâneas ou superficiais (água azul) e chuvas (água verde). A água cinza de origem agropecuária ou agroindustrial constitui solução proveniente de atividades e processos produtivos que acumulam nutrientes e matéria orgânica. Ao serem mantidos após o tratamento, podem ser utilizados na fertirrigação em casas de vegetação, hortas, pomares, lavouras ou pastagens, gerando incrementos produtivos nos cultivos agrícolas.

No contexto de sustentabilidade e uso racional da água na agricultura, cujas atividades têm alta demanda hídrica, a utilização de águas residuárias na irrigação é muito oportuna, pois possibilita a redução de custos, promove o desenvolvimento sustentável, além de mitigar a poluição hídrica dos mananciais.

A Resolução nº 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (Conselho Nacional dos Recursos Hídricos, 2005) define água residuária como “esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não”. De acordo com essa resolução, o reúso de água nada mais é do que a utilização de água residuária, e a água de reúso é a água residuária nos padrões exigidos para sua utilização na modalidade pretendida.

Um dos destinos dados às águas residuárias é a fertirrigação de culturas. Para esse fim, é preciso recorrer ao uso de técnicas adequadas de tratamento e manejo,

para que seja possível atenuar ao máximo as alterações físicas, químicas e microbiológicas no solo, bem como reduzir o risco de contaminação das águas subterrâneas. Se bem conduzida, a fertirrigação com águas residuárias pode ser economicamente interessante para os produtores rurais, possibilitando a obtenção de nutrientes necessários às plantas, com baixo custo, e, sobretudo, o aumento da produtividade agrícola (Batista et al., 2014).

A utilização controlada de águas residuárias na agricultura brasileira é uma prática recente, embora muitos já as utilizem indiretamente, por meio da irrigação com águas superficiais que recebem águas residuárias. A fertirrigação com águas residuárias crescerá consideravelmente nos próximos anos e é crucial desenvolver estudos voltados a essa temática (Juchen et al., 2013). Alguns experimentos já foram realizados em projetos-piloto de reúso de água na agricultura no Brasil (Bertoncini, 2008), mesmo sem uma legislação específica de âmbito federal que aborde o tema. No entanto, a grande variedade de águas residuárias e de ambientes no território brasileiro merece mais atenção do setor de pesquisa. Entre as prioridades relacionadas ao reúso de água na agricultura destacam-se: a caracterização de elementos orgânicos e inorgânicos, os riscos à saúde de produtores e consumidores (animais e humanos), o equilíbrio nutricional das culturas agrícolas fertirrigadas e o manejo dos sistemas de irrigação.

Aplicações e estimativa de produção

Há vários tipos de águas residuárias provenientes de agroindústrias e de atividades agropecuárias, tais como a vinhaça, os efluentes de curtumes, frigoríficos, laticínios e de sistemas de produção animal. Todos podem ser aplicados por meio da fertirrigação, desde que sejam previamente tratados e que sua aplicação seja monitorada.

O uso de águas residuárias em solos agrícolas, além de constituir uma fonte alternativa de adubação, é uma forma de evitar o acúmulo inadequado desse material na propriedade. Além disso, pode adicionar matéria orgânica e melhorar as condições edáficas do solo, aumentar a produtividade das culturas e reduzir o uso e os

custos da adubação com fertilizantes químicos. Diversos estudos têm sido realizados a fim de verificar o efeito da água residuária proveniente da produção animal e da agroindústria no incremento da produtividade de diversas culturas.

A fertirrigação aumenta a disponibilidade de nutrientes no solo, favorece o desenvolvimento das plantas e pode resultar em altas produtividades (Juchen et al., 2013). Por exemplo, as usinas produtoras de açúcar e álcool do Brasil geram aproximadamente 200 bilhões de litros de vinhaça, que são quase totalmente destinados à fertirrigação da cana-de-açúcar, constituindo o maior exemplo brasileiro de reúso de água na agricultura (Bertoncini, 2008).

A fertirrigação de cultivos pode ser feita com efluente gerado pela agroindústria do couro, especialmente os curtumes, os quais possuem como característica uma elevada carga orgânica e inorgânica, além do excesso de sódio (Na) em sua composição, que pode comprometer a infiltração de água no solo se não for submetido a tratamento antes do reúso agrícola (Bertoncini, 2008). Oliveira et al. (2013) analisaram a produtividade e o estado nutricional do capim *Panicum maximum* cv. Mombaça fertirrigado com doses de água residuária de curtume. Com base na composição química da água residuária, os autores estabeleceram as taxas de aplicação de 0, 1,5 kg ha⁻¹, 3,0 kg ha⁻¹, 5,0 kg ha⁻¹, 10 kg ha⁻¹ e 15 kg ha⁻¹ de cromo. De acordo com os resultados obtidos, pôde-se concluir que a aplicação foi responsável pelo aumento da produtividade de massa seca e do teor de proteína bruta do capim nos dois primeiros cortes, demonstrando ser viável o suprimento hídrico e nutricional da pastagem com a água residuária utilizada.

Com relação às águas residuárias provenientes de frigoríficos e laticínios, há vários exemplos de aplicação, e os cuidados se assemelham, até certo ponto, aos que devem ser tomados em relação ao efluente de curtumes. As hortaliças são as culturas com restrições mais específicas para a qualidade da água e, mesmo assim, já se utiliza a fertirrigação com água residuária em seu cultivo. Juchen et al. (2013) verificaram que a produtividade da alface foi altamente beneficiada pela fertirrigação com águas residuárias provenientes da agroindústria de processamento de carne e leite.

Silva (2013) testou a aplicação de cinco doses de água residuária de um laticínio e o uso de dois tipos de substrato para o cultivo de mudas de maracujazeiro-amarelo (*Passiflora edulis* Sims. f. *flavicarpa* Deg.). O autor constatou que o uso de um substrato contendo esterco bovino e a dose de efluente equivalente a 100% do consumo de água promoveram os melhores resultados.

Krug et al. (2017) estudaram um sistema de tratamento e disposição de efluentes de um abatedouro avícola na região oeste do Paraná e observaram que tais efluentes são utilizados na fertirrigação de uma floresta de eucalipto e a parte não utilizada é descartada em um corpo d'água superficial. Por isso, os autores propuseram um novo sistema de tratamento para reduzir a carga poluente do efluente. Caso todo o efluente fosse utilizado em atividades agrícolas, possivelmente tal modificação não seria necessária.

Com relação às águas residuárias de sistemas de produção animal, alguns têm maior produção e seu lançamento em cursos d'água pode causar maiores problemas. Grande parte da geração de águas residuárias é proveniente de produção animal em confinamento, tais como suinocultura e bovinocultura, nas quais os resíduos são compostos principalmente por fezes, urina e restos de alimentos. O reúso agrícola dessas águas é uma alternativa interessante, tanto por reduzir o impacto ambiental negativo, ao eliminar seu lançamento em cursos d'água, quanto pelo fornecimento de uma solução com água e nutrientes às plantas. Para tanto, tais águas residuárias necessitam de tratamento para alcançar qualidade ambiental aceitável pela norma vigente, o que evita problemas de contaminação do solo e da água subterrânea (Bertoncini, 2008).

A água residuária gerada na suinocultura apresenta alta concentração de macro e micronutrientes. Além disso, também apresenta altos valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DBQ), indicativos de alta carga orgânica e inorgânica e, conseqüentemente, alto potencial poluente. Geralmente a maioria de seus parâmetros de qualidade apresenta valores superiores aos estipulados pela legislação para descarte em córregos e rios (Palhares; Calijuri 2007). Entretanto, esse tipo de água residuária pode ser aplicado em lavouras e pastagens, substituindo

total ou parcialmente os fertilizantes químicos, desde que essa utilização seja realizada de maneira adequada (Cabral et al., 2011). De acordo com Pereira et al. (2016), as águas residuárias da suinocultura suprem a demanda por P e K no solo e na planta

Nesse contexto, Prior et al. (2015) estudaram os efeitos da água residuária da suinocultura sobre a cultura do milho (*Zea mays*), em Latossolo Vermelho distroférrico típico, utilizando cinco doses (0, 112,5 m³ ha⁻¹, 225 m³ ha⁻¹, 337,5 m³ ha⁻¹ e 450 m³ ha⁻¹) durante o ciclo do milho, combinadas com dois níveis de adubação química (50% e 75% da dose recomendada). Os autores concluíram que a aplicação de água residuária da suinocultura constituiu fator predominante no aumento da produtividade e na nutrição mineral em K, Mg, ferro (Fe), cobre (Cu) e boro (B).

Foram avaliadas as características bromatológicas e a produção de forragem em uma pastagem de *Brachiaria decumbens* fertilizada com dejetos de suínos liquefeitos, nas doses de 60 m³ ha⁻¹, 120 m³ ha⁻¹ e 180 m³ ha⁻¹. Foram observadas incrementos significativos em produtividade de massa seca e nos valores de proteína bruta das plantas, mas não houve a mesma eficiência nos teores de fibras em detergentes neutro e ácido (FDN e FDA, respectivamente) e de lignina. A aplicação de dejetos suínos também aumentou os teores de N, P, Ca e Mg da pastagem.

Cabral et al. (2011) estudaram o efeito da aplicação de diferentes doses de água residuária de suinocultura (0, 150 m³ ha⁻¹, 300 m³ ha⁻¹, 450 m³ ha⁻¹, 600 m³ ha⁻¹ e 750 m³ ha⁻¹) sobre as propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distrófico e sobre a produção de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.). A aplicação de água residuária de suinocultura contribuiu para o aumento dos teores de Mg e P, bem como para a redução do teor de alumínio no solo. Os autores não observaram efeito das doses de água residuária de suinocultura em relação à altura das plantas e à produção de massa seca da parte aérea, mas a relação folha-colmo apresentou diferenças ($p \leq 0,05$).

Com o objetivo de avaliar os efeitos da fertirrigação com água residuária de bovinocultura sobre as características fisiológicas, nutricionais e de produtividade do capim 'Tifton 85' (*Cynodon* spp.) e da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.), Erthal

et al. (2010) realizaram experimento em lisímetros de drenagem instalados em casa de vegetação. Os autores utilizaram quatro taxas de aplicação, considerando a água residuária para fornecimento de K (25 kg ha^{-1} , 50 kg ha^{-1} , 75 kg ha^{-1} e 100 kg ha^{-1} de K). Os resultados indicaram que a utilização da água residuária não causou estresse osmótico ou toxicidade pelos elementos químicos analisados, mas propiciou absorção de nutrientes e rendimento forrageiro em níveis próximos aos obtidos com a adubação convencional recomendada. Portanto, concluíram que a água residuária de bovinocultura pode substituir parcialmente a adubação mineral para o cultivo dessas forrageiras.

Em suma, os aspectos físicos e químicos do solo podem ser melhorados com o uso correto de águas residuárias provenientes da agroindústria e da agropecuária, sendo uma alternativa para a produção agrícola tanto em regiões com baixa disponibilidade hídrica, como o Semiárido nordestino, quanto em regiões de alta concentração de produção animal sob confinamento, como ocorre em partes das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Para tanto, é necessário investir em infraestrutura, capacidade técnica e desenvolvimento de estudos, a fim de gerar mais informações científicas a respeito da fertirrigação com águas residuárias provenientes da agroindústria e da agropecuária.

Tecnologias de tratamento de água residuária

As atividades agropecuárias e de processamento de produtos agropecuários proporcionam sérios problemas relacionados à poluição do solo, de águas superficiais e subterrâneas, quando o tratamento e o manejo são realizados de forma incorreta. No entanto, se as águas residuárias são aplicadas de forma correta, elas fornecem nutrientes e matéria orgânica, melhoram as características químicas, físicas e biológicas dos solos (Matos, 2005) e podem melhorar a produtividade das culturas (Erthal et al., 2010).

Como os resíduos de atividades agroindustriais e agropecuárias geralmente apresentam grande concentração de material orgânico, seu lançamento em cursos

d'água pode proporcionar decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido na água e causar prejuízos à vida aquática (Matos, 2005). A legislação sobre reúso é muito genérica, portanto são necessários estudos que evidenciem os riscos reais e promovam a utilização segura de águas residuárias. A Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011) estabelece apenas critérios de qualidade para lançamento nos corpos de água superficial, mas não estabelece critérios de qualidade para reúso.

Segundo Medeiros et al. (2008), as maiores vantagens do aproveitamento da água residuária na agricultura são a sua grande disponibilidade, a possibilidade de aporte e reciclagem de nutrientes, a redução da necessidade de fertilizantes químicos e a conservação de outras águas disponíveis, colaborando para a preservação do meio ambiente. A aplicação da água residuária tratada no solo promove o saneamento ambiental (ex.: redução da presença de moscas) e restitui parte dos nutrientes consumidos pelas culturas, podendo contribuir significativamente para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável.

No que se refere à concepção e ao dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias agroindustriais, ou de qualquer outra água residuária, deve-se, primeiramente, definir o objetivo e o nível do tratamento, os resultados desejados e a destinação da água residuária tratada. Caso o destino final seja o lançamento em um corpo d'água receptor, o sistema deve ser planejado para atender à legislação ambiental, para que não haja alteração da classe de enquadramento do curso d'água (Brasil, 2011). Entretanto, caso a opção final seja a disposição no solo, algumas etapas de tratamento podem ser eliminadas e o sistema de tratamento pode ser simplificado, porém deverão ser considerados critérios agronômicos de aplicação (Matos, 2005).

Para fins de irrigação, é necessário que se avaliem previamente as características microbiológicas e bioquímicas de águas residuárias oriundas de sistemas de criação de animais, levando-se em consideração o tipo de cultura, o solo, o sistema de irrigação e a forma como o produto será consumido.

Tratamento de águas residuárias

O tratamento de águas residuárias pode ocorrer em quatro etapas: preliminar, primário, secundário e terciário. Quando o destino dos efluentes for a fertirrigação, geralmente o tratamento pode ser feito apenas nas duas primeiras etapas.

Preliminar

Esta é uma etapa inicial do tratamento das águas residuárias agroindustriais, cujo objetivo é a remoção de sólidos grosseiros, óleos e graxas. Nesse sentido, utilizam-se grades, crivos, telas e peneiras, desarenadores ou caixas de areia e caixas de gordura.

A principal finalidade da remoção dos sólidos grosseiros é a proteção dos dispositivos de transporte das águas residuárias (bombas e tubulações) e das unidades de tratamento subsequentes (Sperling, 2005). Caso seja a única etapa de tratamento, a finalidade é minimizar impactos em corpos receptores ou em sistemas de fertirrigação. A remoção de óleos e gordura justifica-se para evitar a formação de incrustações nas tubulações e estruturas, além de facilitar as etapas subsequentes do tratamento da água residuária (Matos, 2005).

O gradeamento é fundamental na remoção de partículas sólidas grosseiras, sendo necessário no tratamento preliminar de águas residuárias do processamento de frutas e hortaliças e de abatedouros de animais. A grade deve ser inserida em um canal concretado e instalada numa inclinação de 45°, a fim de facilitar sua limpeza. O espaçamento entre as barras da grade vai depender do diâmetro de partículas que se deseja remover.

A remoção da areia contida nas águas residuárias é feita por meio de desarenadores onde ocorre a sedimentação: grãos de areia têm massa específica maior que a água e tamanho superior a 0,2 mm, portanto decantam no reservatório do desarenador.

Primário

O tratamento primário promove a remoção de sólidos e matéria orgânica, mas não é eficaz na remoção de N, P e patógenos, cujos teores devem estar dentro das normas para serem reutilizados ou despejados em cursos de água. Para tanto, são

necessários tratamentos secundários, pós-tratamento e desinfecção dos efluentes (Bertoncini, 2008).

Esta é uma etapa de tratamento parcial, podendo ser intermediária, em sistemas de tratamento mais completo, ou final, no caso de disposição da água residuária no solo. Após passarem pelas unidades de tratamento preliminar, as águas residuárias ainda podem conter grande quantidade de sólidos em suspensão (SS) menos grosseiros, os quais podem ser parcialmente removidos em unidades de decantação. Uma parte significativa desses sólidos consiste de materiais orgânicos. Sua remoção por processos como a decantação reduz a DBO dirigida ao tratamento secundário, no qual sua remoção tem maior custo (Sperling, 2005).

No tratamento primário, o objetivo é a remoção de SS, sólidos passíveis de decantação e sólidos flutuantes. Para isso, podem ser utilizados processos de decantação, digestão anaeróbia, filtros biológicos, filtros orgânicos, lagoas anaeróbias ou reatores anaeróbios.

Nos decantadores, as águas residuárias devem fluir vagarosamente, de forma a permitir que os SS de maior massa específica que o líquido em tratamento decantem, gradualmente, no fundo do tanque. Essa massa de sólidos é denominada lodo primário bruto (Matos, 2005).

Materiais flutuantes, como graxas e óleos, têm massa específica menor que o líquido em tratamento. Os que não forem removidos na caixa de gordura sobem para a superfície dos decantadores, onde são coletados e removidos, devendo ser conduzidos para receber tratamento posterior (digestão ou secagem em “leitões de secagem”).

As fossas sépticas e suas variantes, como os tanques Imhoff, são formas de tratamento primário de águas residuárias. Essas unidades de tratamento são basicamente constituídas por decantadores, para remoção de SS, que permanecem neles por períodos de tempo (3-5 anos) suficientes para sua estabilização bioquímica (Matos, 2005).

Os filtros orgânicos são utilizados para a remoção de grande parte do material orgânico em suspensão, como etapa posterior ao decantador. Nesse caso, alguns resíduos agrícolas como bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho triturado,

serragem de madeira e casca de arroz podem ser utilizados como materiais filtrantes para separação de sólidos da água residuária. Depois de exaurida sua capacidade de remoção de material orgânico da água residuária, o material filtrante deve ser substituído por novo material “limpo”. O material orgânico retirado dos filtros pode ser submetido ao processo de compostagem e, depois de estabilizado, destinado à adubação de culturas agrícolas.

No caso do aproveitamento agrícola ou do tratamento da água residuária por disposição no solo, geralmente o tratamento primário dá condições de a água residuária ser transportada e aplicada ao solo. Caso a opção seja pelo lançamento em corpos hídricos, o tratamento deverá ser continuado para atendimento da legislação ambiental, e o líquido terá de ser enviado ao tratamento secundário.

O uso de filtros orgânicos em águas residuárias da suinocultura tem aumentado a eficiência de remoção de sólidos totais (> 40%), sólidos em suspensão (> 90%), óleos e graxas (> 95%) e DBO (> 60%) (Matos, 2005).

Secundário

Por causa das elevadas concentrações de material orgânico biodegradável, as águas residuárias agroindustriais apresentam maior aptidão para o tratamento biológico, utilizado para obtenção de maior remoção do material orgânico.

O tratamento secundário geralmente requer que a água residuária tenha recebido tratamento preliminar, entretanto pode ou não ser antecedido pelo tratamento primário. O objetivo desta etapa é a remoção de parte significativa do material orgânico em suspensão fina (DBO em suspensão), que não é removido no tratamento primário, e de parte do material orgânico na forma de sólidos dissolvidos (SD ou DBO solúvel) (Matos, 2005).

Existe grande variedade de métodos de tratamento em nível secundário, e os mais comuns são: os sistemas de filtração biológica, as lagoas de estabilização, os sistemas de lodos ativados, o tratamento por escoamento superficial e os sistemas de tratamento em áreas alagadas (*wetlands*).

Enquanto nos tratamentos preliminar e primário predominam mecanismos de ordem física, no tratamento secundário a remoção do material orgânico ocorre, predominantemente, por meio de transformações bioquímicas proporcionadas por microrganismos. Uma grande variedade de microrganismos pode tomar parte nesse processo: bactérias, protozoários, fungos, etc. (Sperling, 2005). A base de todo o processo biológico é o contato efetivo entre esses organismos e o material orgânico contido nas águas residuárias, de tal forma que esse material possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos.

Os microrganismos aeróbios convertem o material orgânico em gás carbônico, água, nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}) e outros compostos estáveis, além de material celular (estruturas biológicas dos microrganismos). Por sua vez, as bactérias anaeróbias transformam material orgânico em dióxido de carbono (CO_2) e compostos orgânicos simples, como metano (CH_4), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3) (Matos, 2005; Sperling, 2005).

A decomposição anaeróbia tem sido o processo mais indicado para tratamento de águas residuárias de elevada carga orgânica, tais como as oriundas de processos agroindustriais. A decomposição aeróbia é um processo essencialmente inodoro, que possibilita maior destruição de organismos patogênicos, proporcionando grande redução nas características poluidoras das águas residuárias.

Terciário

O tratamento terciário tem o objetivo de remover poluentes específicos, tais como N, P (nutrientes na agricultura), metais pesados e outras substâncias tóxicas, compostos não biodegradáveis e agentes patogênicos. Também objetiva a remoção complementar de poluentes que não foram suficientemente removidos no tratamento secundário. Por isso, nessa etapa geralmente são utilizados processos químicos ou físico-químicos de remoção (Matos, 2005; Sperling, 2005). Entretanto, com o maior conhecimento de sistemas solo-planta, altamente eficientes na remoção de sólidos dissolvidos e de agentes patogênicos das águas residuárias, os sistemas alternativos de baixo custo de operação e manutenção começaram a ser implantados, notadamente em locais onde havia disponibilidade de área para implantação do sistema de tratamento.

Técnicas de fertirrigação com águas residuárias

De modo geral, no que se refere à remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão, a eficiência dos processos biológicos anaeróbios e aeróbios que compõem o tratamento secundário pode chegar, respectivamente, a 70%-80% e 90% (Bastos et al., 2003). Portanto, a partir daí, a condição dos efluentes de atividades agropecuárias e agroindustriais é propícia ao reúso agrícola.

Um dos primeiros passos da fertirrigação no Brasil foi a aplicação de vinhaça em cana-de-açúcar, principalmente no estado de São Paulo. A partir daí, nas décadas de 1970 e 1980, ocorreu sua expansão pelo País, com a instalação dos primeiros sistemas de irrigação por gotejamento e pivô central. As áreas com fertirrigação têm crescido principalmente nas regiões e nos polos produtores de frutas e hortaliças.

A fertirrigação com águas residuárias agroindustriais pode ser feita em sistemas de irrigação por superfície (sulcos), por aspersão (convencional, autopropelido e pivô) ou em irrigação localizada (gotejamento e microaspersão). Entretanto, os resultados podem variar muito de acordo com o método de irrigação escolhido.

A seleção do método de irrigação é feita, principalmente, de acordo com a cultura, a susceptibilidade a doenças e a capacidade de infiltração de água no solo, a fim de evitar possíveis riscos sanitários e fitossanitários, bem como minimizar a dispersão de odores desagradáveis advindos das águas residuárias.

Marques et al. (2003) discutiram sobre a utilização de esgotos sanitários (domésticos) tratados na fertirrigação, na qual não se tem um aporte de nutrientes balanceado de acordo com as necessidades das culturas agrícolas, sendo necessário readequar a demanda e a oferta de água e nutrientes para evitar a aplicação insuficiente de alguns nutrientes e excessiva de outros. Tal condição também ocorre em águas residuárias originárias de agroindústrias e da agropecuária. Alguns tipos de água residuária podem conter excesso de sais, que pode comprometer o desempenho da cultura irrigada. Portanto, é fundamental que haja caracterização prévia para planejar sua utilização.

Papadopoulos (1999) afirma que a dose de cada nutriente aplicado deve ser determinada levando em conta a extração de nutrientes pela cultura em seu ciclo produtivo, visando a uma produtividade predefinida. Quando se trata de fertirrigação, é necessário considerar a exportação de nutrientes pela cultura, os nutrientes previamente disponíveis no solo e os que virão com a água de irrigação, além da eficiência da absorção de nutrientes pela cultura. De modo geral, podem-se calcular as doses de nutrientes da seguinte forma (Papadopoulos, 2001; Souza, Coelho, 2001):

$$DN = \frac{qne - qns - qna}{Ef}$$

em que:

DN = dose de nutriente (kg ha^{-1});

qne = quantidade de nutriente exportado pela planta (kg ha^{-1});

qns = quantidade de nutrientes fornecidos pelo solo (kg ha^{-1});

qna = quantidade de nutrientes fornecidos pela água de irrigação (kg ha^{-1});

Ef = eficiência da fertirrigação (decimal).

Marques et al. (2003) afirmam que os principais problemas relacionados à qualidade da água para irrigação são os riscos de salinização e redução da permeabilidade do solo, e que, em ambos os problemas, o principal efeito é a redução do suprimento de água às plantas. Nos problemas de salinização, a disponibilidade da água que atinge a zona radicular ocorre por causa da dificuldade de absorção das plantas. Nos problemas de redução da permeabilidade e da infiltração de água no solo, ocorre redução da entrada de água na zona radicular. Portanto, é importante realizar análise do solo e da água de fertirrigação antes de sua aplicação. Além disso, devem ser realizadas análises periódicas após o início da operação.

Marques et al. (2003) apresentaram uma tabela de diretrizes adotadas na interpretação da qualidade das águas de irrigação e fertirrigação (Tabela 2), de modo a auxiliar a decisão sobre o uso de águas residuárias e os cuidados necessários no manejo dos sistemas de produção irrigados.

Tabela 2. Diretrizes adotadas na interpretação da qualidade das águas de irrigação.

Parâmetro	Unidade	Restrição de uso		
		Nenhuma	Moderada	Severa
Salinidade (fator limitante da disponibilidade de água para a cultura)				
CEa	dS m ⁻¹	< 0,7	0,7-3,0	> 3,0
SDT	mg L ⁻¹	< 450	450-2.000	> 2.000
Infiltração (avaliada usando CEa e RAS° simultaneamente)				
RAS		CEa		
0-3		> 0,7	0,7-0,2	< 0,2
3-6		> 1,2	1,2-0,3	< 0,3
6-12		> 1,9	1,9-0,5	< 0,5
12-20		> 2,9	2,9-1,3	< 1,3
20-40		> 5,0	5,0-2,9	< 2,9
Toxicidade de elementos químicos específicos (afeta culturas sensíveis)				
Sódio (Na⁺)				
Irrigação superficial	meq L ⁻¹	< 3	3-9	> 9
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	< 3	> 3	–
Cloro (Cl)				
Irrigação superficial	meq L ⁻¹	< 4	4-10	> 10
Irrigação por aspersão	meq L ⁻¹	< 3	> 3	–
Outros (culturas sensíveis)				
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	< 5,0	5-30	> 30
Bicarbonato (HCO₃⁻)				
Aspersão convencional	meq L ⁻¹	< 1,5	1,5-8,4	
pH		Faixa normal: 6,5-8,4		

SDT = sais dissolvidos totais; CEa = condutividade elétrica; RAS = relação de adsorção de sódio.

Fonte: Marques et al. (2003).

Os problemas de qualidade da água mais comumente encontrados relacionam-se aos elementos Ca, Mg, Na, cloro (Cl) e Fe. No caso de Ca e Mg, os problemas são relacionados à salinização do solo e são mais acentuados em cultivos protegidos ou em locais de clima árido e semiárido. O Na promove a desagregação de partículas e o selamento de poros do solo, reduzindo sua permeabilidade e o armazenamento de água. No caso do Cl, o problema é a toxicidade desse elemento. Tanto o Fe como o Ca e o Mg podem causar entupimento de tubulações e emissores (aspersores, gotejadores, etc.) do sistema de irrigação.

Mendonça et al. (2003) fazem as seguintes considerações a respeito dos sistemas de irrigação para aplicação de águas residuárias:

Ao planejar um sistema de irrigação com esgotos sanitários tratados, deve-se ter em mente os objetivos desse tipo de atividade, dentre os quais podem ser destacados:

- o atendimento às necessidades hídricas das plantas cultivadas;
- o suprimento das necessidades nutricionais das culturas (total ou parcial);
- a sustentabilidade das atividades agrícolas;
- o polimento do tratamento de efluentes de esgotos.

O primeiro objetivo é inerente à irrigação propriamente dita, o segundo, à fertirrigação e o terceiro é decorrente dos anteriores. A disposição de esgotos no solo como processo de tratamento deve ser entendida como um objetivo em si, mas não necessariamente compatível com os demais.

Quando essa ordem de objetivos é respeitada, há menor probabilidade de impactos negativos, como: comprometimento da produção, salinização do solo, contaminação do lençol freático e erosão laminar. Se o tratamento de esgotos é o objetivo principal, as necessidades das culturas vêm em segundo plano, o que aumenta a necessidade de monitoramento do sistema água-solo-planta para reduzir os impactos negativos.

Portanto, os autores estabeleceram como critério que os sistemas de irrigação devem, prioritariamente, atender as necessidades hídricas e nutricionais das plantas

e contribuir para a sustentabilidade das atividades agrícolas. Segundo a visão dos autores, os sistemas de irrigação e fertirrigação não devem ser pensados como alternativa de tratamento de águas residuárias, pois assim causariam mais danos que benefícios.

Os mesmos autores recomendaram que o projeto do sistema de irrigação e fertirrigação considere as características de clima, solo e cultura(s) a ser(em) fertirrigadas, bem como a dinâmica de trabalho das propriedades rurais onde o sistema for instalado. Também recomendaram que se verifique a necessidade de aplicar uma fração de lixiviação de sais sempre que as características ambientais e da água residuária apresentarem-se propícias ao processo de salinização do solo.

A fração de lixiviação é calculada considerando a frequência de irrigação e a eficiência de lixiviação, de acordo com as características do solo, e pode ser calculada segundo Fuente Yague (1998):

Irrigação por superfície e aspersão de baixa frequência:

$$F_L = \frac{CE_i}{(5 CE_{es}^* - CE_i) E_L}$$

em que:

CE_i = condutividade elétrica da água de irrigação ($dS m^{-1}$);

CE_{es}^* = limite de condutividade elétrica do extrato de saturação do solo para evitar redução de produtividade ($dS m^{-1}$);

E_L = eficiência de lixiviação (decimal), que varia de 100% em solos arenosos a 30% em solos argilosos de fácil expansão.

Irrigação localizada e aspersão de alta frequência:

$$F_L = \frac{CE_i}{(2 \text{ máx } CE_{es_o}) E_L}$$

em que:

CE_{es_o} = condutividade elétrica do extrato de saturação do solo na qual a produtividade é nula ($dS m^{-1}$).

Considerações finais

A crescente busca por reutilização da água, reciclagem de resíduos e produção de energia limpa (ex.: gases produzidos em digestores anaeróbios) fomenta a utilização de resíduos agroindustriais e dejetos de animais como opção economicamente viável, dada a relevância da atividade agropecuária no Brasil.

O aumento do uso de fertilizantes inorgânicos em todo o mundo tem sido fundamental para o aumento da produção agrícola. Nesse contexto, a substituição desses fertilizantes comerciais pelo uso de águas residuárias ricas em nutrientes é extremamente útil, com redução dos custos associados. Dessa forma, a principal vantagem do reúso, além da economia de água, é a redução de gastos com fertilizantes, com reflexos no aumento da matéria orgânica e na fertilidade dos solos.

Todavia, é necessário o monitoramento da aplicação e o manejo correto do uso desses fertilizantes, pois, caso os critérios técnicos não sejam seguidos, poderão ocorrer impactos negativos sobre o meio ambiente.

Referências

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; ANDRADE NETO, C. O.; SPERLING, M. von. Utilização de esgotos tratados em irrigação: aspectos sanitários. In: BASTOS, R. K. X. (Org.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: Abes/RiMa. 2003. p. 23-60. (Projeto PROSAB).

BATISTA, K.; MONTEIRO, F. A. Variações nos teores de potássio, cálcio e magnésio em capim-marandu adubado com doses de nitrogênio e de enxofre. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, 2010.

BATISTA, R. O.; BATISTA, R. O.; FIA, R.; SILVA, D. F. **Qualidade das águas residuárias para irrigação**. Lavras: Ed. da Universidade Federal de Lavras, 2014. (Boletim técnico, 99).

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária**, p. 162-163, jun. 2008.

BUENO-DELGADO, M. V.; MOLINA-MARTÍNEZ, J. M.; CORREOSO-CAMPILLO, R.; PAVÓN-MARIÑO, P. Ecofert: an Android application for the optimization of fertilizer cost in fertigation. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 121, p. 32-42, Feb. 2016. DOI: 10.1016/j.compag.2015.11.006.

CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; MUNIZ, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 8, p. 823-831, 2011.

COELHO, E. F.; SILVA, J. D.; SOUZA, L. D.; SANCHES, N. F.; DANTAS, J. L. L. Irrigação e fertirrigação da cultura do mamão. In: MAMÃO produção aspectos técnicos. Brasília, DF: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000. p. 37-42.

COLOZZA, M. T. **Rendimento e diagnose foliar dos capins Aruana e Mombaça cultivados em Latossolo Vermelho-Amarelo adubado com doses de nitrogênio**. 1998. 126 f. Tese (Doutorado) — Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: MMA, 2005. 27 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 21 jan. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF: MMA, 2011. 8 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em: 21 jan. 2018.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.

IBGE. **Censo agropecuário 2006**. Rio de Janeiro, 2009.

JUCHEN, C. R.; SUSZEK, F. L.; VILAS BOAS, M. A. Irrigação por gotejamento para produção de alface fertirrigada com águas residuárias agroindustriais. **Revista Irriga**, v. 18, n. 2, p. 243-256, abr.-jun. 2013.

KRUG, T. C.; ZENATTI, D. C.; HERMES, E. Gestão de efluentes líquidos e proposta de novo sistema de tratamento em abatedouro avícola da região Oeste do Paraná. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS E AGROINDUSTRIAIS, 5., Foz do Iguaçu, 2017. **Anais...** Concórdia, SC: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. p. 146-150.

LI, D.; TIAN, M.; CAI, J.; JIANG, D.; CAO, W.; DAI, T. Effects of low nitrogen supply on relationships between photosynthesis and nitrogen status at different leaf position in wheat seedlings. **Plant Growth Regulation**, v. 70, n. 3, p. 257-263, Feb. 2013.

LI, Y.; WANG, L.; XUE, X.; GUO, W.; XU, F.; LI, Y.; CHEN, F. Comparison of drip fertigation and negative pressure fertigation on soil water dynamics and water use efficiency of greenhouse tomato grown in the North China Plain. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 1-8, Apr. 2017. DOI: 10.1016/j.agwat.2016.12.018.

MANARIM, C. A.; MONTEIRO, F. A. Nitrogênio na produção e diagnose foliar do capim-Mombaça. **Boletim de Indústria Animal**, v. 59, n. 2, p. 115-123, 2003.

MARQUES, M. O.; CORAUCCI FILHO, B.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T.; LIMA, V. L. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MENDONÇA, F. C.; MARQUES, P. A. A.; MARQUES, T. A.; BELLINGIERI, P. H.; HAANDEL, A. van. Uso de esgotos tratados em irrigação: aspectos agrônômicos e ambientais. In: BASTOS, R. K. X. (Org.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: Abes/RiMa, 2003. p. 60-118.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Viçosa: Ed. da UFV, 2005.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; SOUZA, J. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 2, p. 109-115, 2008.

MENDONÇA, F. C.; LIMA, V. L. A.; KATO, M. T.; CORAUCCI FILHO, B.; SOUZA, S. B. S.; BASTOS, R. K. X.; HAANDEL, A. van. Aspectos técnicos relacionados aos sistemas de irrigação com esgotos sanitários tratados. In: BASTOS, R. K. X. (Org.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: Abes/RiMa, p. 119-156, 2003.

OLIVEIRA, P. R.; MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. V. Desempenho Agronômico e estado nutricional do capim Mombaça fertirrigado com águas residuárias de curtume. **Engenharia na Agricultura**, v. 21, n. 2, mar./ab. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.13083/reveng.v21i2.347>>. Acesso em: 18 set. 2018.

PAGÁN, F. J.; FERRÁNDEZ-VILLENA, M.; FERNÁNDEZ-PACHECO, D. G.; ROSILLO, J. J.; MOLINA-MARTÍNEZ, J. M. Optifer: an application to optimize fertiliser costs in fertigation. **Agricultural Water Management**, v. 151, n. 31, p. 19-29, Mar. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.11.007>>. Acesso em: 18 set. 2018.

PALHARES, J. C. P.; CALIJURI, M. C. Caracterização dos afluentes e efluentes suinícolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, v. 37, n. 2, p. 502-509, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782007000200032>>. Acesso em: 18 set. 2018.

PAPADOPOULOS, I. Fertirrigação: situação atual e perspectivas par o futuro. In: FOLEGATTI, M. V. (Coord.) **Fertirrigação: citrus, flores e hortaliças**. Guaíba: Agropecuária, 1999. p. 11-84.

PAPADOPOULOS, I. Processo de transição da fertilização convencional para a fertirrigação. In: FOLEGATTI, M. V. (Coord.). **Fertirrigação: flores, frutas e hortaliças**. Guaíba: Agropecuária, 2001. p. 9-70.

PAULINO, J.; FOLEGATTI, M. V.; ZOLIN, C. A.; ROMÁN, R. M. S.; JOSÉ, J. V. Situação da agricultura irrigada no Brasil de acordo com o censo agropecuário 2006. **Irriga**, v. 16, n. 2, p. 163-176, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.15809/irriga.2011v16n2p163>>. Acesso em: 18 set. 2018.

PEREIRA, P. A. M.; SAMPAIO, S. C.; REIS, R. R.; ROSA, D. M.; CORREA, M. M. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 49-54, Jan. 2016. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p49-54.

PÉREZ-CASTRO, A.; SÁNCHEZ-MOLINA, J. A.; CASTILLA, M.; SÁNCHEZ-MORENO, J.; MORENO-ÚBEDA, J. C.; MAGÁN, J. J. cFertigUAL: A fertigation management app for greenhouse vegetable crops. **Agricultural Water Management**, v. 183, p. 186-193, Mar. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.09.013>>. Acesso em: 18 set. 2018.

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; DIETER, J.; COSTA, M. S. S. DE M. Estudo da associação de água residuária de suinocultura e adubação mineral na cultura do milho e no solo. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 4, p. 744-755, jul./ago. 2015.

QIN, W.; HEINEN, M.; ASSINCK, F. B.; OENEMA, O. Exploring optimal fertigation strategies for orange production, using soil–crop modelling. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 223, p. 31-40, May 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.025>>. Acesso em: 18 set. 2018.

SANTOS, A. R. **Diagnose nutricional e respostas do capim-braquiária submetido a doses de nitrogênio e enxofre**. 1997. 115 f. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.

SILVA, A. A.; LANA, A. M. Q.; LANA, R. M. Q.; COSTA, A. M. Fertilização com dejetos suínos: influência nas características bromatológicas da *Brachiaria decumbens* e alterações no solo. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 254-265, mar./abr. 2015a.

SILVA, A. O. D.; SILVA, Ê. F.; KLAR, A. E. Manejo da fertirrigação e salinidade do solo no crescimento da cultura da beterraba. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 230-241, 2015b. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/127465>>. Acesso em: 18 set. 2018.

SILVA, E. A.; RAMOS, J. D.; SILVA, F. O. R.; SOARES, F. M.; SANTOS, V. A.; FERREIRA, E. A. Adição de água residuária de laticínio em substrato para produção de mudas de maracujazeiro ‘amarelo’. **Agrarian**, v. 7, n. 23, p. 49-59, 2013.

SILVA, P. F. D.; MATOS, R. M. D.; BARROS, A. C.; SILVA, E. M. D.; DUARTE, S. N. Índices foliares do tomateiro sob níveis de salinidade do solo e manejo da fertirrigação. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 11, n. 3, p. 67-75, 2016.

SINGANDHUPE, R. B.; RAO, G. G. S. N.; PATIL, N. G.; BRAHMANAND, P. S. Fertigation studies and irrigation scheduling in drip irrigation system in tomato crop (*Lycopersicon esculentum* L.). **European Journal of Agronomy**, v. 19, n. 2, p. 327-340, May 2003.

SINHA, I.; BUTTAR, G. S.; BRAR, A. S. Drip irrigation and fertigation improve economics, water and energy productivity of spring sunflower (*Helianthus annuus* L.) in Indian Punjab. **Agricultural Water Management**, v. 185, p. 58-64, May 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.02.008>>. Acesso em: 18 set. 2018.

SOUZA, V. F.; COELHO, E. F. Manejo de fertirrigação em fruteiras. In: FOLEGATTI, M. V. (Coord.). Fertirrigação: flores, frutas e hortaliças. Guaíba: Agropecuária, 2001. p. 289-317.

SPERLING, M. von. “**Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**”. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2005.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5. ed. Porto Alegre: Artemed, 2013.

ZHANG, H. X.; CHI, D. C.; QUN, W.; JUN, F. A. N. G.; FANG, X. Y. Yield and quality response of cucumber to irrigation and nitrogen fertilization under subsurface drip irrigation in solar greenhouse. **Agricultural Sciences in China**, v. 10, n. 6, p. 921-930, June 2011. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(11\)60077-1](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(11)60077-1)>. Acesso em: 18 set. 2018.

A abordagem do metabolismo industrial para análise da relação entre a água e a produção animal

Augusto Hauber Gameiro

Introdução

De inegável importância socioeconômica, a produção animal é também uma das atividades humanas de maior impacto sobre o ambiente. Manter e aumentar a produção sem degradar de forma significativa o ambiente talvez seja o desafio central desse setor, em todos os continentes.

Como resposta, as ciências animal e ambiental vêm se dedicando à promoção do uso mais racional dos recursos naturais e ao conhecimento do efetivo consumo de tais recursos. Cientistas têm se esforçado no intuito de estimar o consumo de recursos (matéria e energia) por parte dos diferentes setores produtivos, inclusive a produção animal.

As Tabelas 1 e 2 trazem a estimativa das quantidades de recursos utilizados, respectivamente, na produção mundial de carne de ruminantes (bovinos, ovinos e caprinos) e de leite, separada em dois grandes sistemas: pastejo e misto. Este último considera desde o confinamento até os sistemas intermediários com fornecimento de forragens e concentrados.

De forma equivalente, a Tabela 3 traz as quantidades de recursos utilizados mundialmente para a produção de carne de suínos, de aves e de ovos de galinha (conjuntamente).

Conhecer as quantidades de recursos consumidos na produção animal é um importante passo para a sensibilização em relação ao seu uso mais racional. Mundialmente, o setor demanda aproximadamente 3,9 bilhões de hectares de terra, considerando áreas de pastagem e de produção de alimentos para os animais, o que

Tabela 1. Estimativa das quantidades de recursos utilizados para a produção mundial de carne de ruminantes.

Recurso	Pastejo	Misto	Produção de proteína
Área de lavouras	8 milhões de ha	80 milhões de ha	9 t ha ⁻¹
Área de pastagens	1,6 bilhão de ha	800 milhões de ha	240 t ha ⁻¹
Biomassa (MS)	610 Tg ano ⁻¹	2.200 Tg ano ⁻¹	280 kg kg ⁻¹ de MS
Nitrogênio (N)	12 Tg ano ⁻¹	38 Tg ano ⁻¹	5 kg kg ⁻¹ de N
Água azul	5,1 Pg ano ⁻¹	33 Pg ano ⁻¹	4 t kg ⁻¹
Água verde	220 Pg ano ⁻¹	620 Pg ano ⁻¹	80 t kg ⁻¹
Proteína comestível	1,7 Tg ano ⁻¹	8,4 Tg ano ⁻¹	–
Energia (ME)	90 PJ ano ⁻¹	440 PJ ano ⁻¹	–

Tg = teragrama (10¹² g ou 10⁶ t); MS = matéria seca; Pg = petagrama (10¹⁵ g ou 10⁹ t); PJ = petajoule (10¹⁵ joules); EM = energia metabolizável.

Fonte: Adaptado de Herrero et al. (2015).

Tabela 2. Estimativa das quantidades de recursos utilizados para a produção mundial de leite.

Recurso	Pastejo	Misto	Produção de proteína
Área de lavouras	2 milhões de ha	130 milhões de ha	6 t ha ⁻¹
Área de pastagens	560 milhões de ha	400 milhões de ha	50 t ha ⁻¹
Biomassa (MS)	180 Tg ano ⁻¹	1.200 Tg ano ⁻¹	60 kg kg ⁻¹ de MS
Nitrogênio (N)	3,6 Tg ano ⁻¹	21 Tg ano ⁻¹	1 kg kg ⁻¹ de N
Água azul	2,3 Pg ano ⁻¹	51 Pg ano ⁻¹	3 t kg ⁻¹
Água verde	45 Pg ano ⁻¹	460 Pg ano ⁻¹	20 t kg ⁻¹
Proteína comestível	1,5 Tg ano ⁻¹	19 Tg ano ⁻¹	–
Energia (ME)	120 PJ ano ⁻¹	1.600 PJ ano ⁻¹	–

Tg = teragrama (10¹² g ou 10⁶ t); MS = matéria seca; Pg = petagrama (10¹⁵ g ou 10⁹ t); PJ = petajoule (10¹⁵ joules); EM = energia metabolizável.

Fonte: Adaptado de Herrero et al. (2015).

Tabela 3. Estimativa das quantidades de recursos utilizados para a produção de carne de suínos, de aves e de ovos de galinha.

Recurso	Suínos e aves	Produção de proteína
Área de lavouras	280 milhões de ha	10 t ha ⁻¹
Biomassa (MS)	880 Tg ano ⁻¹	30 kg kg ⁻¹ de MS
Nitrogênio (N)	26 Tg ano ⁻¹	1 kg kg ⁻¹ de N
Água azul	65 Pg ano ⁻¹	2 t kg ⁻¹
Água verde	590 Pg ano ⁻¹	20 t kg ⁻¹
Proteína comestível	28 Tg ano ⁻¹	–
Energia (ME)	1.600 PJ ano ⁻¹	–

Tg = teragrama (10^{12} g ou 10^6 t); MS = matéria seca; Pg = petagrama (10^{15} g ou 10^9 t); PJ = petajoule (10^{15} joules); EM = energia metabolizável.

Fonte: Adaptado de Herrero et al. (2015).

representa algo em torno de 80% da terra utilizada para a produção agropecuária no planeta (Herrero et al., 2015).

Em relação ao uso de água na produção animal, é necessário inicialmente fazer a distinção entre as chamadas água azul e água verde. Basicamente, a água verde é a água da chuva que é transpirada pelas plantas, a qual fica retida no solo (no perfil onde se localizam as raízes das plantas) ou temporariamente sobre a vegetação. O volume de água verde consumido para produção de um ingrediente da dieta é determinado pelo cálculo da evapotranspiração da cultura vegetal. A água azul, que está disponível nas fontes superficiais e subterrâneas, é a água consumida na dessedentação dos animais, na irrigação das culturas vegetais, na limpeza das instalações e no processamento dos produtos. Portanto, a água utilizada para suprir a necessidade das culturas vegetais pode ser tanto a água verde quanto a água azul.

Em termos globais, estima-se que a produção animal consuma aproximadamente 10% do total de água da chuva (incluindo tanto a água azul quanto a verde), o que representa entre 25% e 30% do total da água consumida pela agropecuária (produção vegetal mais produção animal) (Herrero et al., 2015). O volume de água azul utilizado para dessedentação dos animais, para resfriamento e limpeza das

instalações e para o processamento dos produtos corresponde a apenas 0,2% do total de água utilizada pela produção animal. Dessa forma, o maior consumo de água para se produzir os produtos de origem animal se dá de forma indireta, para o cultivo dos vegetais que compõem as dietas dos animais.

Apesar dessa constatação, a maioria das ações e políticas relacionadas à avaliação do consumo de água pelos animais refere-se ao consumo da água azul. Estudos que analisam o consumo de água pela produção animal deveriam, portanto, considerar a distinção entre a água azul e a água verde. No entanto, esse tipo de análise ainda é bastante restrito na ciência mundial. Em outras palavras, considerar o consumo de água verde pela produção animal significa considerar toda a dinâmica de uso da terra para viabilizar a produção de alimentos que a sustenta. É nesse sentido que a ciência precisa caminhar.

Para Herrero et al. (2015), a ciência já avançou significativamente no que diz respeito à mensuração dos impactos ambientais da produção animal, mas indicadores padronizados e concisos ainda não estão disponíveis para ampla utilização, ou, se estão, ainda não estão sendo devidamente considerados pelos diferentes segmentos da sociedade. Ademais, é preciso extrapolar as barreiras da ciência animal para a definição de métricas mais completas, de modo que elas contemplem, além da zootecnia e da ecologia em si, as ciências humanas, a nutrição humana, os aspectos socioculturais, entre outros aspectos que possam ser relevantes.

Dessa forma, entende-se que os métodos com métricas padronizadas, associados a bases de dados completas sobre os diferentes setores produtivos, podem contribuir para o estudo das relações entre a produção animal e o ambiente, visando ao estabelecimento de estratégias harmoniosas entre ambos.

Metabolismo e ecologia industrial

O conceito de metabolismo industrial foi desenvolvido por Ayres (1989). Sua proposta parte da constatação de que o uso de matéria e energia em um sistema econômico apresenta certo paralelismo com o uso de matéria e energia por parte

dos organismos biológicos e pelos ecossistemas. A lógica dos processos de transformação de matéria e energia que ocorrem em uma célula, por exemplo, poderia ser extrapolada para uma indústria específica, para a sociedade, para uma cidade, para um território e, até mesmo, para um país. A palavra “metabolismo” origina-se do idioma grego e significa “mudança”, “transformação”.

A concepção de que determinado sistema físico-socioeconômico capta recursos do meio, transforma-os para atendimento das suas demandas e gera resíduos constitui a base do metabolismo industrial. Essa área do conhecimento também se desenvolveu sob a denominação de “ecologia industrial”, que pode ser entendida como:

[...] o estudo dos fluxos de materiais e energia nas atividades industriais e dos consumidores; dos efeitos desses fluxos sobre o ambiente; e das influências dos fatores econômicos, políticos, regulatórios e sociais sobre os fluxos, o uso e a transformação de recursos (White, 1994).

Lifset e Graedel (2002) examinam os principais elementos que caracterizam a ecologia industrial. São eles: a) a analogia com a biologia; b) a perspectiva sistêmica; c) o papel da transformação tecnológica; d) o papel das empresas e instituições; e) o foco na ecoeficiência¹; f) a possibilidade de prospecção de práticas e de pesquisas.

Nota-se que tais elementos podem ser bastante pertinentes na busca de modelos analíticos com vistas ao tratamento das preocupações relacionadas ao uso da água – e dos recursos hídricos de uma forma geral – nos sistemas de produção e processamento animal.

De uma maneira geral, buscam-se formas mais duráveis de organização dos sistemas produtivos, que superem a simplicidade da linearidade do processo de exploração da natureza seguida da consequente geração de resíduos, para sistemas

¹ O termo “ecoefficiência” foi proposto pela instituição *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) por meio da publicação *Changing Course* publicada em 1992. De forma simplificada, ecoeficiência é a medida dada pela razão entre o valor agregado a algo produzido e o impacto ambiental causado pelo seu processo de produção.

mais circulares, nos quais há maior racionalidade no uso e reúso de recursos. Graedel e Allenby (1995) propuseram uma tipologia simplificada para os ecossistemas, que representaria estágios diferentes de evolução para compreensão de sistemas cíclicos ou sistemas mais fechados. A Figura 1 procura representar a tipologia proposta pelos mencionados autores.

No ecossistema do Tipo I, pressupõe-se que os recursos são ilimitados, sendo, portanto, utilizados de forma indiscriminada, o que levaria à geração de resíduos igualmente de forma indiscriminada. Não há preocupação alguma com a circularidade da matéria e da energia nos processos de transformação dos componentes do ecossistema. O resultado é um sistema linear. Por sua vez, no ecossistema do Tipo II, já se passa a considerar a limitação dos recursos e a necessidade de reduzir a geração dos resíduos. Para tanto, os componentes do ecossistema passam a ser geridos de forma mais integrada, a fim de garantir circularidade de matéria e energia. Finalmente, no ecossistema do Tipo III, que seria considerado ideal, há entrada apenas de energia, e a matéria passaria a ser gerida de forma plenamente circular. Por mais teórico – ou mesmo utópico – que possa ser o ecossistema do Tipo III, ele serve como uma meta a ser buscada pelos sistemas produtivos, e a concepção do metabolismo/ecologia industrial pode ser útil como ferramenta de análise e de planejamento de tais sistemas.

Observa-se que a perspectiva sistêmica está no cerne dessa abordagem da ecologia industrial. Esse aspecto tem sido fundamental por motivar a mudança de paradigma das análises pontuais. Tal mudança pressupõe a necessidade de enfoques e pesquisas multidisciplinares e interdisciplinares. Esse novo paradigma configura-se como um significativo desafio para a sociedade, pois ela precisa se readaptar para tratá-lo. Um exemplo claro disso refere-se à organização do sistema de ensino e pesquisa. A tradicional organização por disciplinas precisa ser revista, pois ela tem dificuldade de apresentar soluções que exijam a integração das distintas áreas do conhecimento. Nos ambientes de pesquisa, o desafio é o mesmo: projetos mais holísticos com a participação de pesquisadores das diferentes áreas passam a ser necessários, em detrimento dos projetos unicamente focados em problemas pontuais e não integrados a um contexto maior.

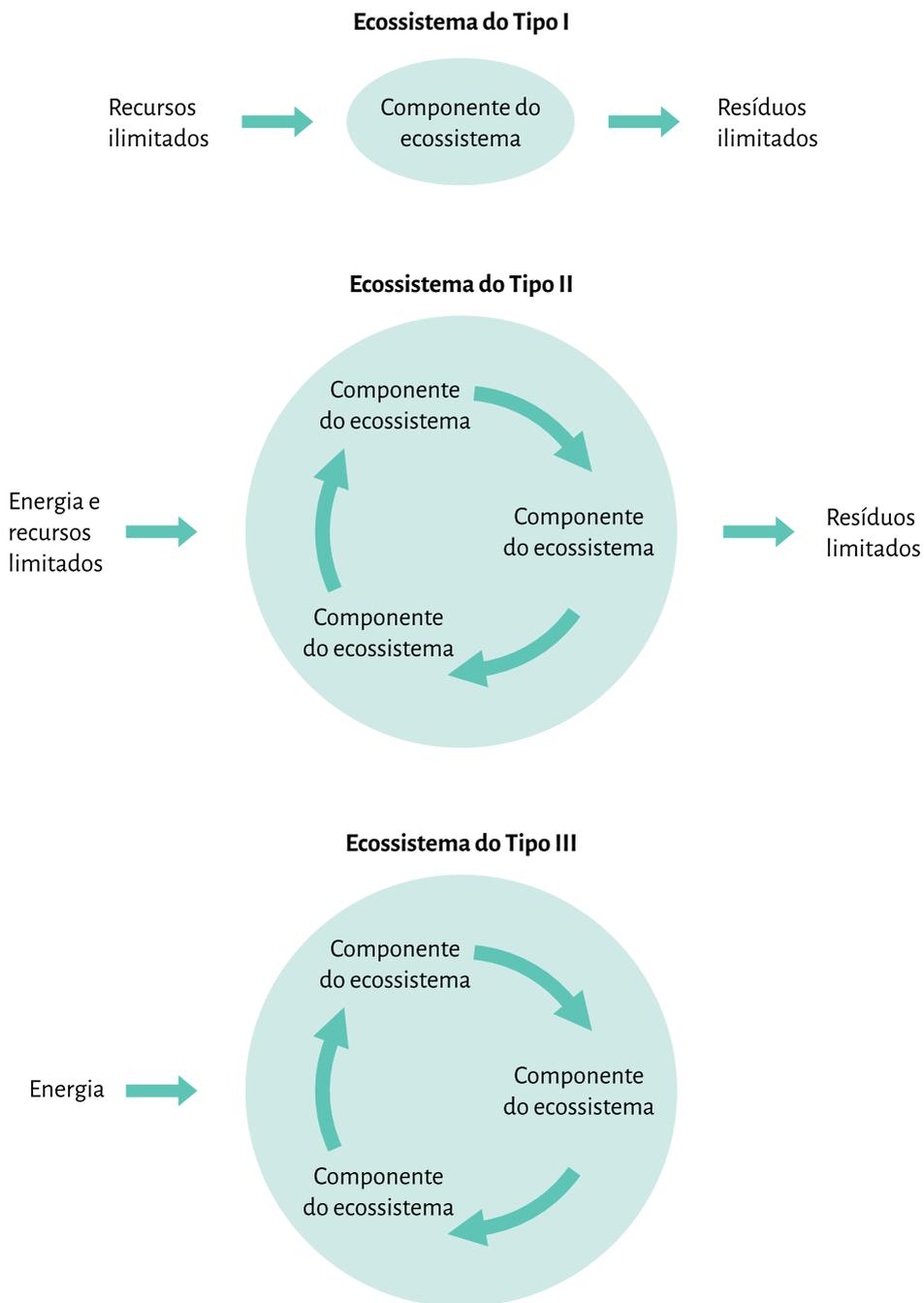


Figura 1. Tipologia de ecossistemas.

Fonte: Adaptado de Graedel e Allenby (1995).

Outro aspecto de suma relevância para a ecologia industrial é a possibilidade de sua aplicação nos diferentes níveis (ou escalas) de análise. Lifset e Graedel (2002) propuseram três grandes níveis analíticos para a ecologia industrial como concepção em busca da sustentabilidade.

O primeiro nível sugerido por Lifset e Graedel (2002) seria o da unidade produtora (firma, empresa, fazenda). Segundo os autores, a ecologia industrial contribui para o desenho de unidades produtoras no intuito de promover o respeito ao ambiente, a prevenção da poluição, a busca da ecoeficiência e o estabelecimento da chamada “contabilidade verde”².

O segundo nível analítico proposto por Lifset e Graedel (2002) seria aquele entre unidades produtoras, no qual a ecologia industrial contribuiria para o estabelecimento de parques “eco-industriais” (visando ao que os autores denominaram de “simbiose industrial”), bem como para a análise de ciclo de vida de produtos e a definição de estratégias industriais em uma cadeia produtiva. Nesse segundo nível, inclui-se o metabolismo industrial, que seria aquele com foco em uma cadeia agroindustrial (ou sistema agroindustrial), a qual é composta pelos elos dos insumos, da fazenda produtora de vegetais e animais, da indústria de processamento, da distribuição e comércio, até chegar ao consumidor final e, eventualmente, até a disposição dos resíduos e perdas no ambiente.

O terceiro nível sugerido por Lifset e Graedel (2002) seria o regional/global. Nesse nível, consideram-se os estudos de fluxo de matéria e energia entre os diferentes territórios, a fim de promover ações de “descarbonização”, “desmaterialização”, entre outras.

Quando se considerada especificamente a água, observa-se que os três níveis podem ser relevantes para as análises. Pode-se estar interessado em estudar os

2 A “contabilidade verde” é um tipo de contabilidade que tenta estimar os custos ambientais nos resultados financeiros das operações de uma entidade ou país. Em termos nacionais, tem sido criticado que o PIB ignora o meio ambiente, portanto os formuladores de políticas precisariam de um modelo revisado que incorporasse a contabilidade verde (Smulders, 2008).

processos de transformação que utilizam a água tanto no âmbito da fazenda ou da agroindústria (um laticínio, um frigorífico), quanto no âmbito da cadeia agroindustrial (cadeia do leite, cadeia das carnes, cadeia dos ovos, etc.), ou em âmbito mais amplo (para município, estado ou país). O último item deste capítulo apresentará – a título de ilustração de uma aplicação de metabolismo industrial em escala nacional – o resultado de estudo que estimou os fluxos de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) para as principais cadeias de produção animal no Brasil.

A água e o metabolismo industrial

A pesquisadora Marina Fischer-Kowalski tem se destacado pelos seus trabalhos que exploram as origens e a evolução do metabolismo industrial (Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski; Hüttler, 1999). A autora afirma que Abel Wolman, em meados da década de 1960, foi um dos precursores tanto em termos conceituais quanto empíricos, na utilização da concepção do “metabolismo” aplicado à sociedade moderna. Na ocasião, Wolman estudou o metabolismo de grandes cidades norte-americanas (Wolman, 1965). Fischer-Kowalski (2002) chama a atenção para o fato de que Abel Wolman, naquela ocasião, já estava ciente de que a água era o insumo necessário em maiores volumes para o metabolismo das grandes cidades. E foi exatamente a preocupação com o adequado suprimento de água para as cidades que parece ter motivado o seu trabalho original.

Outra referência histórica é a de Ayres e Keense (1969). Esses, porém, tinham uma motivação um pouco mais econômica: a maior parte dos recursos utilizados pela sociedade americana não tinha custos econômicos (eram os chamados “bens livres”), especialmente o ar e a água. Segundo eles, isso estava levando a uma utilização demasiada desses recursos, o que acarretaria sua escassez em um futuro não muito distante. Portanto, compreender o processo de uso e transformação e estimar os volumes utilizados de tais recursos pelos EUA como um todo seria uma necessidade emergente para aqueles pesquisadores precursores (Fischer-Kowalski, 2002).

Dessa forma, seja por motivação eminentemente prática, como no caso de Wolman, seja por motivação econômico-ambiental, como para Ayres e Keense, pode-se assumir que a preocupação com a disponibilidade da água foi fundamental no surgimento da concepção teórica e empírica do metabolismo industrial no que se refere à área do conhecimento na ciência mundial.

Paradoxalmente, embora a preocupação com o recurso água tenha contribuído para o surgimento da concepção do metabolismo industrial, ainda há discussões sobre a melhor forma de contabilizar esse recurso na análise dos processos de “entrada-transformação-saída” dos sistemas produtivos (Strassert, 2002). Há enfoques que defendem a contabilização da água em todas as suas formas e usos, sejam eles diretos (água utilizada na composição de determinado produto), sejam indiretos³ (água utilizada para resfriamento, transporte, limpeza, etc.).

O enfoque mais amplo (uso direto + uso indireto), muito embora seja fisicamente o mais recomendado, acaba tendo sua aplicação restrita em muitas situações por causa da escassez de dados para a construção da sua contabilidade. Portanto, em vista dessa limitação, e quando a água de transferência não tem volume muito expressivo no sistema, enfoques mais estreitos acabam sendo eleitos, tomando-se apenas o volume de água em seus usos diretos. Assim, quando se consideram as duas posições, surge o problema geral de como definir apropriadamente as “fronteiras analíticas” dos processos de produção e as unidades de mensuração de materiais e substâncias correspondentes. Esse é especificamente um dos maiores desafios da aplicação da ideia do metabolismo/ecologia industrial para análise do uso da água. Ressalta-se, ademais, que a água pode estar em três formas físicas (sólida, líquida e gasosa) e na composição da maioria de insumos e produtos. Em síntese, é difícil saber, precisamente em termos temporais e espaciais, onde está a água e em que forma ela está.

3 A água quando nesse uso indireto é comumente denominada de água de passagem ou água de transferência, derivada do inglês *throughput water*.

A constatação de que a água pode se encontrar em diferentes formas remete à necessidade de se considerar – para a adequada aplicação do metabolismo industrial – os ciclos biogeoquímicos globais de determinadas substâncias (da própria água, do N, do carbono, etc.).

Smil (2002) lembra que o ciclo biogeoquímico global da água é de circulação mais rápida e possui maiores volumes na biosfera. Segundo o autor, as atividades humanas mudaram drasticamente alguns balanços de água locais e até regionais, e um aquecimento global antropogênico aceleraria ainda mais o ciclo global da água. Portanto, sempre que o assunto é água, deve-se ter claro que as fronteiras acabam sendo, em última instância, a biosfera.

Conseqüentemente, diante das peculiaridades da água e de algumas outras substâncias (especialmente gasosas), as análises de fluxos de água e ar, que são usados e transformados na economia, representam um significativo desafio metodológico. Em alguns casos, esses fluxos se tornam parte da mercadoria. No entanto, em outros casos, eles são usados para algum outro propósito (ex.: resfriamento), sendo posteriormente usados novamente no mesmo ciclo produtivo (ex.: para irrigação). Como resultado, a maioria dos estudos de contabilidade de materiais/sustâncias em larga escala ignoram os fluxos de ar e água (Rogich; Matos, 2002). Eis um desafio que ainda está posto para o desenvolvimento da ciência.

Sob outra perspectiva, percebe-se, pela revisão dos trabalhos científicos na área, que, muito embora a água acabe não recebendo atenção como substância em si, ela surge com um papel central como depósito ou meio de transporte de outros materiais, especialmente o N e alguns minerais, como o P, por exemplo. Em outras palavras, há vasta pesquisa cujo objetivo é a análise da qualidade/contaminação dos mananciais hídricos por fontes poluentes. A publicação *Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its watersheds*, de 1996, é um exemplo disso. Especialistas em biogeoquímica reuniram-se para analisar o ciclo do N na porção norte do Oceano Atlântico e nas bacias hidrográficas que com ele se relacionam. Observa-se, nesse esforço, que a substância-foco é o N (nas suas distintas formas, como nitrito, nitrato, etc.), mas a água é o meio no qual as deposições e o metabolismo do N ocorrem.

A pesquisa de Howarth et al. (1996), incluída na publicação mencionada no parágrafo anterior, concluiu que a Bacia do Amazonas dominava os fluxos de P e de N no Atlântico Norte, no que se refere ao volume total. Apenas para se ter ideia dessa participação, do fluxo total de N escoado para o Atlântico Norte, estimado em $13,1 \text{ Tg ano}^{-1}$, a Bacia do Amazonas contribuiria com $3,3 \text{ Tg ano}^{-1}$. Todavia, quanto à geração de carga por unidade de área geográfica, os maiores volumes foram identificados no Mar do Norte (aquele que é situado entre as costas da Noruega e da Dinamarca ao leste, a costa das Ilhas Britânicas ao oeste e a Alemanha, Países Baixos, Bélgica e França ao sul) e na costa nordeste dos Estados Unidos. Os pesquisadores observaram que os fluxos de nitratos estavam diretamente relacionados à densidade populacional, como já seria de se imaginar. Mas não era apenas a densidade populacional que explicava os fluxos: fortes correlações foram observadas com o uso de fertilizantes, a presença de culturas leguminosas (como a soja, por exemplo) e a importação de N e P via importação de produtos alimentares (em especial na Europa).

Ao considerar que parte significativa da produção vegetal é destinada à alimentação animal, que a maior parte das culturas leguminosas visa à produção de proteína vegetal também para a produção animal, e que os maiores volumes de importação de commodities pela Europa são exatamente para a alimentação de seus rebanhos, fica nítida a relação entre os fluxos de N e P nos oceanos e nas bacias hidrográficas e a produção e a indústria vegetal e animal mundiais.

Estudos relacionados ao entendimento do metabolismo e da deposição de elementos químicos em corpos aquáticos, especialmente bacias hidrográficas, vêm sendo desenvolvidos por pesquisadores ao redor do mundo. Billen e Garnier (1997), interessados na relação entre a atividade humana e o processo de eutrofização na costa, aplicaram modelos representativos dos fenômenos metabólicos biológicos a fim de entender a relação entre o uso da terra e o crescimento das algas no Rio Písom, no Oriente Médio. Há pesquisas semelhantes, considerando a modelagem dos processos bioquímicos nas bacias dos seguintes rios: Sena (Billen; Garnier, 1999; Billen et al., 2001; Garnier et al., 2006; Billen et al., 2009; Thieu et al., 2009) e Somme, na França; e Scheldt, na Bélgica (Billen et al., 2009; Thieu et al., 2009, 2010, 2011), entre outros.

Nos Estados Unidos, com especial preocupação em relação à região Centro-Nordeste, onde se encontram as principais produções agrícolas e agroindustriais, podem-se identificar pesquisas relacionadas à deposição e ao metabolismo de N e P em bacias hidrográficas, como, por exemplo, os trabalhos de Breemen et al. (2002), Mayer et al. (2002) e Seitzinger et al. (2002).

Contabilidade de fluxo de N na indústria animal brasileira: uma aplicação ilustrativa do metabolismo industrial

O método da contabilidade de fluxo de materiais, que é uma das principais técnicas do metabolismo industrial, foi aplicado ao chamado Sistema Agroindustrial Brasileiro da Produção Animal (BLAS, de Brazilian Livestock Agro-industrial System), no contexto de projeto de pesquisa de pós-doutorado do autor deste capítulo, desenvolvido na Unidade Mista de Pesquisa (UMR)⁴ SAD-APT, entre julho de 2015 e junho de 2016, sob a supervisão da pesquisadora Muriel Tichit e colaboração de Thierry Bonaudo.

Neste item, será apresentada parte dos resultados do referido projeto, mais especificamente a contabilidade do fluxo do N no BLAS. Foram estimados os fluxos anuais de substâncias para o período compreendido entre 1992 e 2013. Para tanto, considerou-se a cadeia de produção, desde a exploração da natureza (solo, ar e mineração) e importações (de outros países), até o consumo humano, geração de resíduos e exportações (vendas a outros países). A contabilidade considerou a alimentação animal baseada em farelo de soja, milho, silagem de milho, pastagens (cultivadas e naturais) e alguns suplementos minerais (basicamente P e sal mineral). No Brasil, tais produtos respondem pela maior parte das dietas das espécies consideradas, seja nos segmentos industriais, seja na produção de subsistência nas fazendas.

4 A UMR congrega pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisa Agronômica da França (Inra) e professores do Instituto das Ciências e das Indústrias da Vida e do Ambiente (AgroParisTech), que é uma instituição de ensino e pesquisa francesa. A sigla SAD-APT significa Ciência – Ação – Desenvolvimento/Atividades – Produtos – Território.

Os setores de produção animal considerados foram os seguintes: a bovinocultura (carne e leite), a produção de aves (carne e postura) e a suinocultura. Todas as matérias-primas e os produtos foram transformados em equivalente-massa de N, P e K. O sistema BLAS foi representado por 17 setores interligados tecnicamente, de modo que os fluxos de substâncias entre eles pudessem ter sua massa estimada.

A visão geral dos fluxos de substâncias com suas respectivas massas movimentadas entre segmentos é um resultado interessante que pode ser obtido pelo método. Nesse sentido, a Figura 2 apresenta os fluxos de N no ano de 2013, o último da série considerada.

As massas mais representativas são aquelas de N proveniente da atmosfera (ATM), por deposição natural, mas principalmente pelo processo de fixação

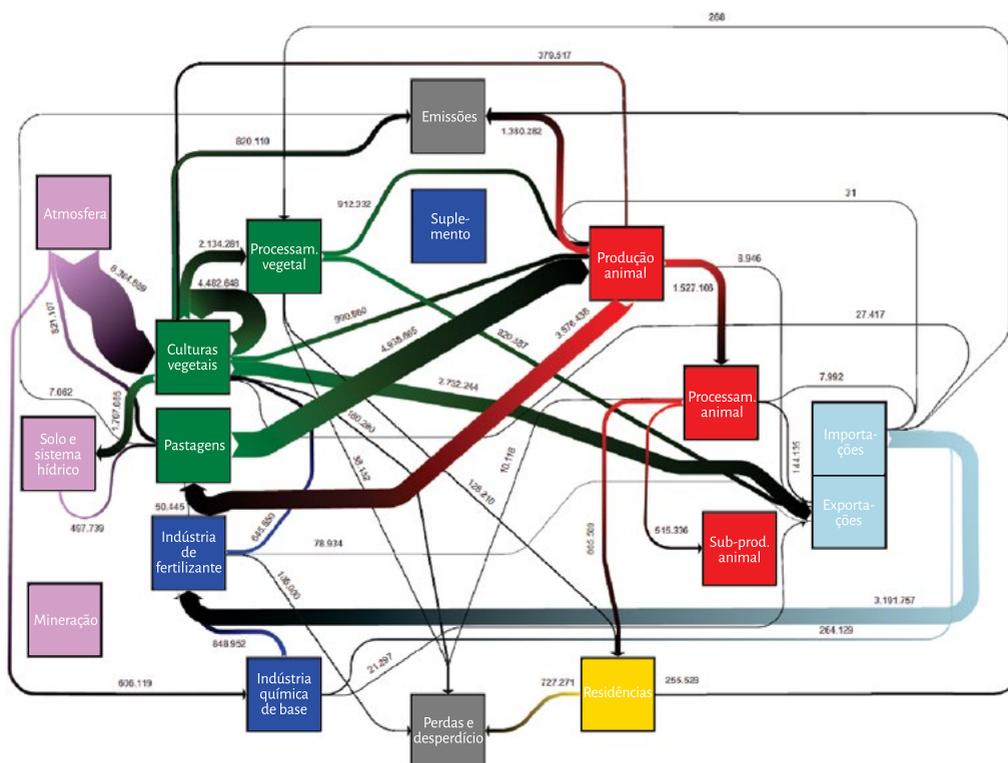


Figura 2. Representação dos fluxos de nitrogênio (N) entre segmentos do Sistema Agroindustrial Brasileiro da Produção Animal (valores em toneladas), ano-base 2013.

Fonte: Gameiro et al. (2018).

biológica da soja. Nota-se, ainda, troca de fluxos expressivos de N entre as pastagens (PASTURE) e a produção animal (LIVESTOCK). A produção de soja e milho (CROP) teve papel significativo no envio de N para o exterior (EXPORT), por causa das crescentes exportações de grãos, especialmente da leguminosa. Por fim, destaca-se a vultosa massa de fertilizantes nitrogenados importados pelo Brasil naquele ano de 2013, o que reflete a dependência do País em relação ao mercado internacional no que se refere ao consumo de fertilizantes.

Ainda na Figura 2, as famílias (HOUSE) representam os consumidores finais. Observa-se que fluxos significativos de N são mobilizados em todo o sistema para que relativamente pequena parte chegue, de fato, ao destino no qual se tem interesse em termos socioeconômicos.

Destacam-se também, na Figura 2, os segmentos que representam as destinações de resíduos não utilizados, perdas, desperdícios e emissões para o ambiente. Tais setores são representados na parte superior do sistema (EMISSION), se as substâncias estiverem na forma gasosa (no caso, os derivados de N), e na parte inferior (Loss; Waste), se estiverem na forma líquida e gasosa.

Esta mesma análise macro pode ser feita para P e K. A ilustração visual associada aos fluxos numéricos cuja representação gráfica está com espessura em escala constituem ferramentas importantes para a análise das relações de trocas dentro do sistema.

Outra possibilidade analítica é considerar todo o Sistema Agroindustrial Brasileiro da Produção Animal como uma entidade única e contabilizar as origens e os destinos dos fluxos de acordo com suas características. Na Figura 3, há um exemplo de como isso pode ser realizado em relação ao N.

Identificou-se que a natureza doméstica (especificamente a atmosfera, no caso do N) foi a principal fonte provedora do elemento para o sistema. O reúso também foi bastante significativo. Ele representa, por exemplo, o dejetos animal que retorna ao sistema na forma de adubação orgânica, ou pela simples deposição sobre as pastagens. A massa destinada ao ambiente – ou seja, como resíduo sem previsão de

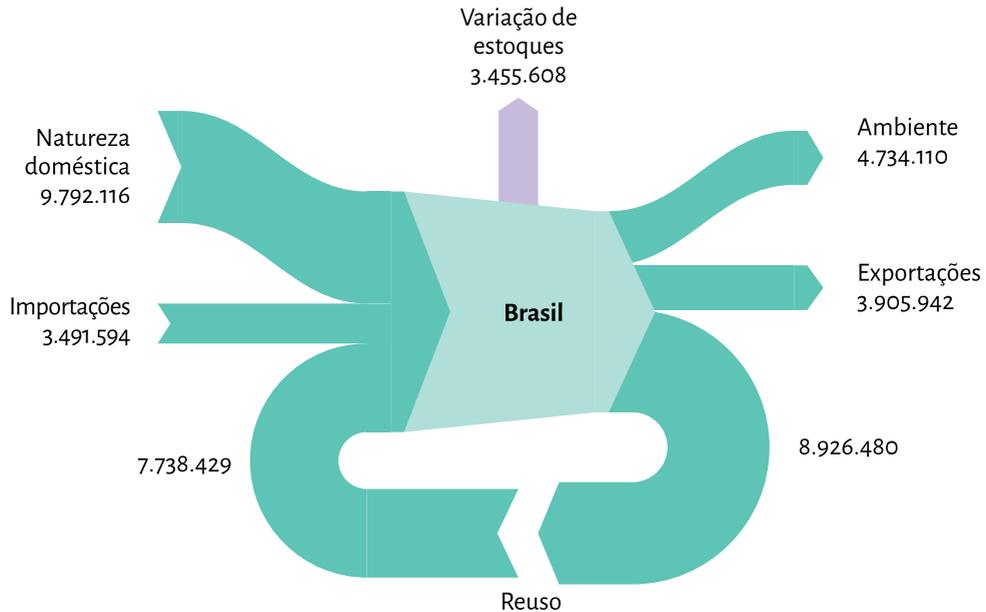


Figura 3. Representação das origens e dos destinos dos fluxos de nitrogênio (N) para o Sistema Agroindustrial Brasileiro (valores em toneladas), ano-base 2013.

reúso, tais como os gases derivados do N – representa uma quantidade significativa, sendo, até mesmo, superior à massa do elemento que é destinada às exportações na forma de produtos do sistema, como carnes, grãos, etc. Esse pode ser um exemplo de indicador de sustentabilidade que pode servir de referência para discussões.

Diversas outras análises seriam cabíveis a partir do método de contabilidade de fluxo de materiais aplicado à produção e à indústria animal, nos mais diversos níveis e escalas geográficas, bem como para outras espécies e recursos naturais além dos considerados neste capítulo.

Considerações finais

Neste capítulo, procurou-se apresentar a abordagem do metabolismo industrial como alternativa para as pesquisas relacionadas à água na produção e na indústria animal.

A água é um recurso que, pelas suas peculiaridades, implica desafios na adoção da abordagem proposta. Parece que ela tem sido mais considerada como um depósito – portanto suscetível à contaminação – do que um recurso para uso propriamente dito. Independentemente disso, entende-se que a abordagem é pertinente, uma vez que ela também considera os fluxos de depósito.

Apesar dos desafios, acredita-se que a abordagem pode ser interessante para as pesquisas na área.

Referências

AYRES, R. U. Industrial metabolism. In: AYRES, R. U.; NORBERG-BOHM, V.; PRINCE, J.; STIGLIANI, W. M.; YANOWITZ, J. **Industrial metabolism, the environment and application of materials-balance principles for selected chemicals**. Laxenburg: Liasa Research Report, 1989.

AYRES, R. U.; KNEESE, A. V. Production, consumption and externalities. **American Economic Review**, v. 59, n. 3, p. 282-297, 1969.

BILLEN, G.; GARNIER, J. Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model. In: GARNIER, J.; MOUCHEL, J. M. **Man and river systems: the functioning of river systems at the basin scale**. Dordrecht: Springer, 1999. p.139-150.

BILLEN, G.; GARNIER, J. The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 13, n. 1, p. 3-17, 1997.

BILLEN, G.; GARNIER, J.; FICHT, A. ; CUN, C. Modeling the response of water quality in the Seine River estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. **Estuaries**, v. 24, n. 6, p. 977-993, July 2001.

BILLEN, G.; THIEU, V.; GARNIER, J.; SILVESTRE, M. Modelling the N cascade in regional watersheds: the case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, n. 3-4, p. 234-246, Oct. 2009. DOI: 10.1016/j.agee.2009.04.018.

BREEMEN, N. V.; BOYER, E. W.; GOODALE, C. L.; JAWORSKI, N. A.; PAUSTIAN, K.; SEITZINGER, S. P.; LAJTHA, K.; MAYER, B.; DAM, D. V.; HOWARTH, R. W.; NADELHOFFER, K. J.; EVE, M.; BILLEN, G. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. **Biogeochemistry**, v. 57, n. 1, p. 267-293, 2002.

FISCHER-KOWALSKI, M. Exploring the history of industrial metabolism. In: AYRES, R. U.; AYRES, L. W. (Ed.). **A handbook of industrial ecology**. Cheltenham: Edward Elgar, 2002.

FISCHER-KOWALSKI, M. Society's metabolism: the intellectual history of Materials Flow Analysis, Part I, 1860-1970. **Journal of Industrial Ecology**, v. 1, p. 61-78, 1998.

FISCHER-KOWALSKI, M.; HÜTTLER, W. Society's metabolism: the intellectual history of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1998. **Journal of Industrial Ecology**, v. 2, p. 107-136, 1999.

GAMEIRO, A. H.; BONAUDO, T.; TICHIT, M. Nitrogen, phosphorus and potassium accounts in the Brazilian livestock agro-industrial system. **Regional Environmental Change**, dez. 2018. DOI: 10.1007/s10113-018-1451-2

GARNIER, J.; CÉBRON, A.; TALLEC, G.; BILLEN, G.; SEBILO, M.; MARTINEZ, A. Nitrogen Behaviour and nitrous oxide emission in the tidal Seine River estuary (France) as Influenced by human activities in the upstream watershed. **Biogeochemistry**, v. 77, n. 3, p. 305-326, 2006.

GRAEDEL, T. E.; ALLENBY, B. R. **Industrial ecology**. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1995.

HERRERO, M.; WIRSENIUS, S.; HENDERSON, B.; RIGOLOT, C.; THORNTON, P.; HAVLÍK, P.; DE BOER, I.; GERBER, P. Livestock and the Environment: what have we learned in the past decade? **Annual Review of Environment and Resources**, v. 40, p. 177-202, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-031113-093503>>. Acesso em: 21 set. 2018.

HOWARTH, R. W.; BILLEN, G.; SWANEY, D.; TOWNSEND, A.; JAWORSKI, N.; LAJTHA, K.; DOWNING, J. A.; ELMGREN, R.; CARACO, N.; JORDAN, T.; BERENDSE, F.; FRENEY, J.; KUDEYAROV, V.; MURDOCH, P.; ZHAO-LIANG, Z. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. In: WOWARTH, R. W. **Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its watersheds**. Dordrecht: Springer, 1996. p. 75-139.

LIFSET, R.; GRAEDEL, E. Industrial ecology: goals and definitions. In: AYRES, R. U.; AYRES, L. W. (Ed.) **A handbook of industrial ecology**. Cheltenham, Northampton: Edward Elgar, 2002.

MAYER, B.; BOYER, E. W.; GOODALE, C.; JAWORSKI, N. A.; BREEMEN, N. V.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S.; BILLEN, G.; LAJTHA, K.; NADELHOFFER, K.; DAM, D. V.; HETLING, L. J.; NOSAL, M. N.; PAUSTIAN, K. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints. In: BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W. (Ed.). **The nitrogen cycle at regional to global scales**. Dordrecht: Springer, 2002. p. 199-237.

ROGICH, D. G.; MATOS, G. R. Material flow accounts: the USA and the world. In: AYRES, R. U.; AYRES, L. W. (Ed.). **A handbook of industrial ecology**. Cheltenham: Edward Elgar, 2002.

SEITZINGER, S. P.; STYLES, R. V.; BOYER, E. W.; ALEXANDER, R. B.; BILLEN, G.; HOWARTH, R. W.; MAYER, B.; BREEMEN, N. V. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. In: BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W. (Ed.). **The nitrogen cycle at regional to global scales**. Dordrecht: Springer, 2002. p. 199-237.

SMIL, V. Global biogeochemical cycles. In: AYRES, R. U. AYRES, L. W. (Ed.). **A handbook of industrial ecology**. Cheltenham: Edward Elgar, 2002.

SMULDERS, S. Green national accounting. In: DURLAUF, S. N.; BLUME, L. E. (Ed.). **The new palgrave dictionary of Economics**. 2nd ed. New York: Palgrave Macmillan, 2008.

STRASSERT, G. Physical input-output accounting. In: AYRES, R. U.; AYRES, L. W. (Ed.). **A handbook of industrial ecology**. Cheltenham: Edward Elgar, 2002.

THIEU, V.; BILLEN, G.; GARNIER, J. Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1740-1754, Apr. 2009.
Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.014>>. Acesso em: 21 set. 2018.

THIEU, V.; BILLEN, G.; GARNIER, J.; BENOÎT, M. Nitrogen cycling in a hypothetical scenario of generalised organic agriculture in the Seine, Somme and Scheldt watersheds. **Regional Environmental Change**, v. 11, n. 2, p. 359-370, June 2011.

THIEU, V.; GARNIER, J.; BILLEN, G. Assessing the effect of nutrient mitigation measures in the watersheds of the Southern Bight of the North Sea. **Science of The Total Environment**, v. 408, n. 6, p. 1245-1255, Feb. 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.12.031>>. Acesso em: 21 set. 2018.

WHITE, R. Preface. In: ALLENBY, B. R.; RICHARDS, D. J. (Ed.). **The greening of industrial ecosystems**. Washington, DC: National Academy Press, 1994.

WOLMAN, A. The metabolism of cities. **Scientific American**, v. 213, n. 3, 178-193, Sept. 1965.



Pecuária Sudeste

Este livro vem brindar o produtor pecuário com informações tecnológicas que ele poderá, com grande proveito, inserir no manejo ambiental dos sistemas de produção. São informações práticas que servirão de subsídios principalmente na tomada de decisão.

A obra compensa as carências de informações técnicas desse segmento da economia, tendo, por isso mesmo, um caráter inédito e pioneiro: é a primeira publicação nesta temática produzida pela literatura agropecuária nacional.

Nela são divulgadas experiências nacionais e internacionais relacionadas ao manejo da água e seu reúso, a tecnologias de tratamento de resíduos e seu uso como fertilizante, bem como são oferecidas soluções para fazer frente aos desafios, atuais e futuros, de se manter uma produção animal ambientalmente equilibrada, socialmente aceita e economicamente viável.

MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA, PECUÁRIA
E ABASTECIMENTO



PÁTRIA AMADA
BRASIL
GOVERNO FEDERAL



CGPE 15381