

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em l acteos e carnes de ruminantes?



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

Documentos 210

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes?

Autores

Fernando César Ferraz Lopes

Bárbara Cardoso da Mata e Silva

Embrapa Gado de Leite
Juiz de Fora, MG
2017

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Gado de Leite

Rua Eugênio do Nascimento, 610 – Dom Bosco

CEP: 36038-330 - Juiz de Fora/MG

Telefone: (32)3311-7400

Fax: (32)3311-7424

<http://www.embrapa.br>

www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Unidade responsável pelo conteúdo e edição

Embrapa Gado de Leite

Comitê de Publicações da Embrapa Gado de Leite

Presidente *Pedro Braga Arcuri*

Secretária Executiva *Inês Maria Rodrigues*

Membros *Jackson Silva e Oliveira, Leônidas Paixão Passos, Alexander Machado Auaed, Fernando César Ferraz Lopes, Francisco José da Silva Lédo, Pérsio Sandir D'Oliveira, Fábio Homero Diniz, Frank Ângelo Tomita Bruneli, Nivea Maria Vicentini, Leticia Caldas Mendonça, Rita de Cássia Bastos de Souza, Rita de Cássia Palmyra da Costa Pinto, Virginia de Souza Columbiano Barbosa*

Supervisão editorial *Fernando César Ferraz Lopes*

Tratamento de ilustrações e Editoração eletrônica *Carlos Alberto Medeiros de Moura*
Capa

1ª edição

1ª impressão (2017): 250 exemplares

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 Gado de Leite

Lopes, Fernando César Ferraz.

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes? / Fernando César Ferraz Lopes e Bárbara Cardoso da Mata e Silva. – Juiz de Fora : Embrapa Gado de Leite, 2017. 108 p. (Embrapa Gado de Leite. Documentos, 210.).

ISSN 1516-7453

1. Cinza insolúvel em ácido. 2. Dióxido de Titânio. 3. Metal pesado. 4. Poluente orgânico persistente. 5. Radioisótopo. 6. Radionuclídeo. I. Silva, Bárbara Cardoso da Mata e. II. Título. III. Série.

CDD 636

© Embrapa 2017

Autores

Fernando César Ferraz Lopes

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência Animal, analista da Embrapa Gado de Leite, Juiz de Fora, MG

Bárbara Cardoso da Mata e Silva

Zootecnista, doutora em Zootecnia, professora colaboradora da Universidade José do Rosário Vellano, Fundação de Ensino e Tecnologia de Alfenas, Alfenas, MG

Apresentação

A presente publicação é uma revisão de literatura que discorre sobre diferentes aspectos relacionados à ingestão involuntária de solo por ruminantes manejados a pasto.

Este tema reveste-se de grande importância haja vista que durante o pastejo, o solo involuntariamente consumido junto com o pasto pode transformar-se em potencial via de entrada de substâncias contaminantes nas cadeias produtivas do leite e da carne.

Tais contaminantes, como os metais pesados potencialmente tóxicos e os poluentes orgânicos persistentes, podem ser transportados por longas distâncias desde os locais de sua produção como, por exemplo, uma indústria siderúrgica, até uma determinada pastagem, onde são depositados na camada superficial do solo e sobre o pasto.

Uma vez que este solo contaminado venha a ser consumido, por exemplo, por uma vaca ou ovelha em lactação ou por um novilho ou ovino em fase final de terminação naquela pastagem, isto pode resultar na transferência do contaminante para o leite e a carne destes animais, com potencial risco para a saúde do consumidor destes produtos, uma vez que tais contaminantes apresentam, de modo geral, elevadas capacidade de bioacumulação em tecidos humanos e toxidez.

Neste sentido, esta publicação tem a intenção de ser não apenas instrutiva do ponto de vista técnico, mas provocativa, trazendo à tona conceitos, informações e reflexões sobre um tema carente de pesquisas em sistemas de produção de leite e carne instalados no ambiente tropical. Ressalte-se que em condições de clima temperado,

esta emergente e atual linha de pesquisa vem merecendo especial destaque, pela relevância em termos de saúde humana e animal, pelo viés ambiental, bem como por sua importância para os diversos elos das cadeias produtivas do leite e da carne de ruminantes.

Assim, espera-se que esta publicação desperte o interesse de pesquisadores, professores e estudantes de pós-graduação por esta linha de pesquisa, motivando a submissão de projetos, auxiliando na sua elaboração, promovendo a discussão científica deste tema no Brasil e contribuindo com a agroindústria de nosso país na produção de alimentos seguros e de elevada qualidade nutricional.

Paulo do Carmo Martins

Chefe-geral da Embrapa Gado de Leite

Sumário

Resumo.....	09
Introdução.....	11
Mecanismos responsáveis pelo consumo de solo por ruminantes sob pastejo.....	14
Consumo de solo e saúde de ruminantes: benefícios <i>versus</i> prejuízos.....	15
Benefícios.....	15
Prejuízos.....	16
Principais contaminantes depositados no solo e em plantas forrageiras: sua origem e potencial transferência para lácteos e carnes de ruminantes.....	18
Metais pesados potencialmente tóxicos.....	20
Radioisótopos (ou radionuclídeos).....	27
Poluentes orgânicos persistentes (POPs).....	31
Fatores que modulam a ingestão de solo por ruminantes.....	40
Sistema de alimentação do rebanho: pastejo <i>versus</i> confinamento..	41
Movimentação de animais e de máquinas agrícolas na pastagem....	44
Espécie e categoria animal.....	45
Manejo da pastagem.....	46
Espécie forrageira.....	49
Fatores climáticos.....	50
Tipo de solo.....	52
Estação/mês do ano.....	53
Variação individual.....	54

Procedimentos para estimação do consumo de solo por bovinos e ovinos.....	55
Método do indicador fecal.....	55
Resíduo insolúvel em ácido.....	56
Titânio (Ti) e Cinzas insolúveis em ácido (CIA).....	56
Outros métodos de estimativa de consumo de solo.....	63
Ingestão de solo <i>versus</i> estimativas de consumo de pasto com utilização de indicador externo.....	65
Estratégias para redução da contaminação de lácteos e carnes de ruminantes.....	68
Estratégias relacionadas à redução do consumo de solo " <i>per se</i> "....	69
Estratégias relacionadas à redução da exposição dos ruminantes a potenciais contaminantes.....	72
Monitoramento da concentração de específicos contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes.....	76
Considerações finais.....	78
Referências bibliográficas.....	79
Anexo 1. Valores de consumo de solo por ovinos, expressos em g/animal/dia ou como percentagem do consumo total de matéria seca (%CMS).....	103
Anexo 2. Valores de consumo de solo por bovinos, expressos em kg/animal/dia ou como percentagem do consumo total de matéria seca (%CMS).....	105

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes?

Fernando César Ferraz Lopes

Bárbara Cardoso da Mata e Silva

Resumo

A ingestão de solo durante o processo de pastejo é um fenômeno de ocorrência natural, associado a eventuais benefícios para a saúde do ruminante, mas que, paradoxalmente, pode-se transformar em potencial via de entrada de substâncias contaminantes nas cadeias produtivas do leite e da carne. Os principais contaminantes presentes no solo são os metais pesados potencialmente tóxicos, os radioisótopos e os poluentes orgânicos persistentes (POPs), os quais originam-se de atividades antropogênicas e apresentam características de elevadas toxidez, persistência e capacidade de bioacumulação trófica, além de serem transportados por longas distâncias pela atmosfera. Na presente revisão foram consultados trabalhos publicados de 1964 a 2016, e foram abordados os mecanismos de ingestão de solo pelo ruminante sob pastejo e os fatores que modulam tal fenômeno. Os principais métodos de estimação de consumo de solo foram discutidos quanto às suas especificidades e vantagens competitivas. Apresentou-se uma compilação de resultados estimados de consumo de solo por bovinos e ovinos e foram discutidas potenciais estratégias para redução da ingestão de solo *per se* e da exposição dos ruminantes aos contaminantes presentes no solo. Conclui-se que há necessidade de realização de estudos no Brasil e no mundo nesta revisitada, mas, atual

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes?

e emergente linha de pesquisa, que reveste-se de grande relevância para a saúde humana, animal e ambiental, bem como para os diversos elos das cadeias produtivas do leite e da carne de ruminantes.

Palavras-chave

Cinza insolúvel em ácido, dióxido de Titânio, metal pesado, poluente orgânico persistente, radioisótopo, radionuclídeo.

Introdução

A ingestão de solo por animais selvagens e domésticos durante o processo de pastejo é um fenômeno de ocorrência natural (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; HERLIN & ANDERSSON, 1996; JURJANZ et al., 2012), mas que pode-se transformar em potencial via de entrada de substâncias contaminantes, *i.e.* metais pesados, radioisótopos e poluentes orgânicos persistentes (POPs), em importantes cadeias produtivas do agronegócio (JURJANZ et al., 2007; MAMONTOVA et al., 2007; RYCHEN et al., 2008; NESTERENKO et al., 2009).

Estes contaminantes apresentam características de elevadas toxidez, persistência e capacidade de bioacumulação trófica. Ademais, são passíveis de transporte atmosférico por longas distâncias (ALCOCK & JONES, 1999) com subsequente deposição na camada superficial do solo da pastagem e sobre a forragem presente nesta camada (TSUKADA et al., 2003; MAMONTOVA et al., 2007; CHRASTNÝ et al., 2010; PAROLINI et al., 2012). Assim, por ocasião do pastejo, a ingestão de solo contaminado com tais substâncias pode, sob modulação de vários fatores, resultar na sua transferência para o leite e a carne de ruminantes (BRAMLEY, 1990; ASSIMAKOPOULOS et al., 1995; RYCHEN et al., 2008, 2014), com potencial risco para a saúde do consumidor destes produtos (KINLEY III, 2006; HASSAN et al., 2014).

De modo geral, os trabalhos com resultados de ingestão de solo por ruminantes sob condição de pastejo foram, em sua maior parte, realizados em condições de clima temperado, sendo a grande maioria publicada há mais de 20 anos. Inicialmente, na década de 1960, os objetivos destas pesquisas referiam-se à dicotomia do efeito benéfico da ingestão de solo no aporte de microelementos *versus* os prejuízos associados ao desgaste dos dentes de ovinos. Posteriormente, a partir da década de 1980, o foco desta linha de pesquisa já estava direcionado ao estudo do consumo de metais pesados pelos ruminantes, em resposta à escalada global da poluição, resultante da industrialização e urbanização, e de radioisótopos, em decorrência do acidente de Chernobyl e da utilização

per se da energia nuclear em países do hemisfério Norte. E, a partir da década de 1990, atenção especial foi dedicada ao estudo da ingestão de solo potencialmente contaminado com os vários congêneres de POPs e sua transferência para o leite e a carne de ruminantes.

Além da relevância do ponto de vista de saúde humana, há que se ressaltar que em pesquisas de estimação de consumo de pasto, realizadas com auxílio de indicadores externos como, por exemplo, o dióxido de titânio (TiO_2), a magnitude da ingestão de solo pelos ruminantes pode influenciar nos resultados de estimativa da produção fecal e, por conseguinte, no cálculo de consumo de matéria seca de pasto (JURJANZ et al., 2012), haja vista que o TiO_2 pode estar presente em elevadas concentrações no solo. Assim, ao utilizar o TiO_2 como indicador externo, poder-se-á obter incorretas estimativas de consumo de pasto, cuja magnitude do erro será função da quantidade ingerida deste indicador via consumo de solo.

Objetivou-se com essa revisão discorrer sobre aspectos relacionados ao consumo de solo por ruminantes manejados sob condição de pastejo, sendo que os principais tópicos abordados encontram-se esquematicamente apresentados na Figura 1.

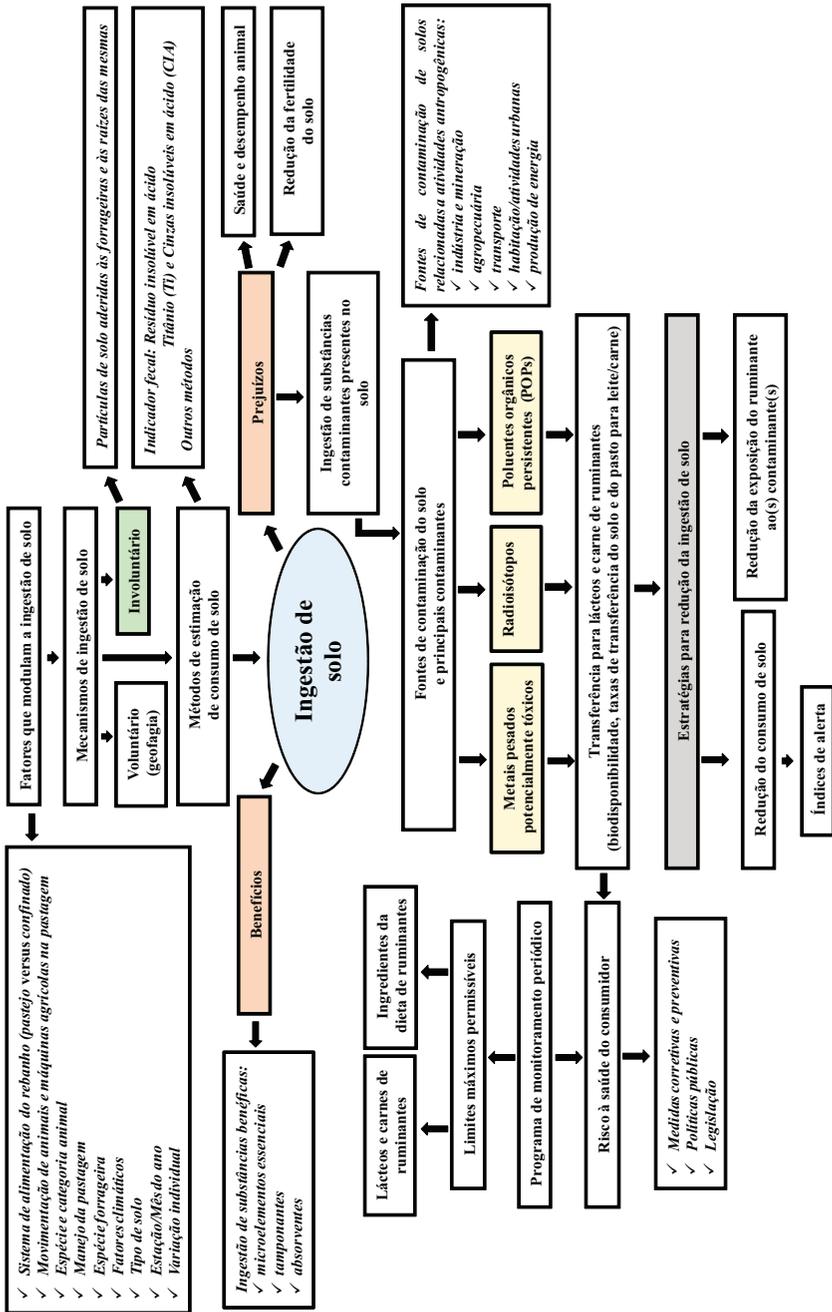


Figura 1. Aspectos relacionados à ingestão de solo por ruminantes.

Mecanismos responsáveis pelo consumo de solo por ruminantes sob pastejo

O consumo de solo por ruminantes sob pastejo pode ser voluntário ou involuntário. No primeiro caso, tal consumo pode-se dar em resposta à deficiência de determinados minerais na dieta (*e.g.* Cobre - Cu, Cobalto - Co e Manganês - Mn; HERLIN & ANDERSSON, 1996), restringindo o atendimento dos requerimentos nutricionais dos animais por estes elementos, e promovendo a “geofagia”, sintoma popularmente conhecido como “apetite depravado”, que nada mais é do que o hábito de ingerir terra (VEIGA, 2006).

Razões outras que adicionalmente podem explicar a ingestão voluntária de solo foram discutidas por Kreulen (1985) e Herlin & Andersson (1996) e referem-se, de modo geral, à presença, nas partículas consumidas de solo, de substâncias que podem, presumidamente, agir como tamponantes (estabilizando a função ruminal e a fermentação no rúmen) e/ou adsorventes (reduzindo o efeito prejudicial de compostos antinutricionais ingeridos), à semelhança do que ocorre, por exemplo, com a inclusão na dieta de ruminantes, de argilas/aluminossilicatos (CARRUTHERS, 1985; OUACHEM & NOUICER, 2006; KUTZ et al., 2009; MAKI et al., 2016; SULZBERGER et al., 2016).

Quanto ao consumo involuntário de solo, este está associado ao processo de pastejo *per se*, quando de forma concomitante ao consumo de pasto, ocorre a ingestão de partículas de solo que encontram-se aderidas às plantas forrageiras presentes na pastagem. Tais partículas podem ser depositadas na superfície da forragem por meio de respingos de chuva, ser suspendidas e transportadas por ventos ou mesmo ser decorrentes da própria movimentação dos animais na pastagem ou, ainda, do revolvimento do solo inerente à utilização de máquinas e implementos agrícolas (GREEN et al., 1996; HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Outro importante mecanismo de consumo involuntário de solo na pastagem decorre da própria ação do bocado durante o processo de pastejo,

quando, juntamente com o pasto, o ruminante ingere raízes da planta forrageira com partículas aderidas de solo (MAYLAND et al., 1975; SUMERLING et al., 1984).

Ademais, o comportamento que os ruminantes apresentam de constantemente lambe as narinas também pode promover a ingestão de partículas de solo eventualmente nelas aderidas (BERESFORD & HOWARD, 1991; HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Consumo de solo e saúde de ruminantes: benefícios *versus* prejuízos

Benefícios

Conforme mencionado no tópico anterior, o consumo de partículas de solo contendo substâncias com presumível ação tamponante, pode desempenhar determinado papel na estabilização da função ruminal e da fermentação (KREULEN, 1985; HERLIN & ANDERSSON, 1996). Segundo relataram Herlin & Andersson (1996), citando vários autores, alterações na qualidade do pasto consumido decorrentes da estacionalidade da produção de forragem (*e.g.* consumo de forragem muito tenra no início do verão, com elevado teor de carboidratos solúveis), mudanças de dietas de confinamento para aquelas baseadas em pasto, e quantidade/qualidade de suplementos concentrados introduzidos na dieta, podem induzir distúrbios metabólicos, como acidose, e promover a ingestão voluntária de solo numa tentativa do ruminante em estabilizar sua função ruminal.

Além disto, o consumo de solo também pode ser considerado benéfico para o ruminante quando, em função da bioacessibilidade (*i.e.* fração que é solúvel e potencialmente absorvível no trato gastrintestinal; SMITH et al., 2009) de específicos minerais presentes nas partículas de solo ingeridas, promove o aporte de microelementos essenciais do ponto de vista nutricional, tais como: Co, Cu, Selênio (Se) e Zinco (Zn) (FIELD, 1964; HEALY, 1967, 1968b; HEALY et al., 1970; GRACE et al., 1996).

Grace et al. (1996) relataram que o consumo de Co presente no solo ingerido promoveu incremento na concentração de vitamina B₁₂ no fígado de ovinos. Outros exemplos foram apresentados por Abrahams & Thornton (1994) que relataram que o consumo de solo foi responsável por 80% do Ferro (Fe) ingerido por bovinos manejados em pastagens não contaminadas, enquanto que Smith et al. (2009) observaram que, em função da estação/mês do ano, ovinos consumiram até 92% e 97%, respectivamente, de Zn e Cu, via ingestão de solo.

Prejuízos

O efeito abrasivo de partículas ingeridas de solo promoveu elevado desgaste dos dentes de ovinos (Figura 2), gerando impacto econômico negativo em sistemas de produção, em decorrência da menor longevidade dos animais e conseqüente elevação na taxa de descarte dos mesmos (HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY et al., 1967; HEALY, 1968b). Da mesma forma e, em função da quantidade ingerida de solo, pode ocorrer erosão da parede do rúmen em decorrência de efeito abrasivo das partículas minerais, conforme discutiu Healy (1967).

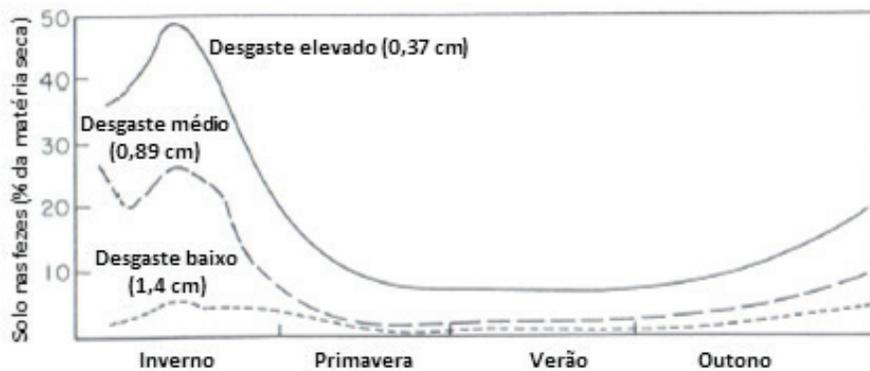


Figura 2. Teor de solo nas fezes de ovelhas de fazendas com elevada, média e baixa incidência de desgaste dos dentes incisivos (cm), em função da estação do ano, na Nova Zelândia (Fonte: Adaptado de Healy, 1973). Nota: os valores de desgaste apresentados referem-se aos comprimentos dos dentes (cm), medidos com auxílio de régua mantida paralela ao eixo do dente, acima da margem da gengiva do animal, conforme descrito em Healy & Ludwig (1965).

Ademais, o consumo de solo contaminado pode comprometer funções digestivas, alterar a absorção de minerais pela presença de elementos antagonistas, e ser fonte de infecções por parasitas e bactérias, trazendo prejuízos de ordem clínica e, por conseguinte, econômica, em sistemas de produção de ruminantes (HERLIN & ANDERSSON, 1996). Ammerman et al. (1984) e Wordu & Deedua (2008) concluíram que o consumo de solo pode prejudicar a utilização de Fósforo (P) por ovinos e caprinos, como consequência dos teores de Fe e Alumínio (Al) solúveis presentes no solo ingerido.

Kreulen (1985) ainda relatou que a ingestão de partículas de solo ricas em sílica (SiO_2) poderia promover formação de cálculos renais em ruminantes.

Efeitos negativos relacionados à diluição de nutrientes e redução da aceitabilidade de alimentos contaminados com solo foram discutidos por Jurjanz et al. (2012).

Miller et al. (1977) avaliaram três níveis de inclusão de solo no concentrado (0; 440 e 880 g/vaca/dia) de vacas Holandês não lactantes e não gestantes. Estes autores relataram que não houve efeito ($P > 0,05$) da ingestão de solo sobre o consumo de matéria seca de feno, bem como sobre os consumos totais de matéria orgânica e matéria seca da dieta. No entanto, houve redução linear ($P < 0,05$) nas digestibilidades aparentes da matéria seca e da proteína bruta em resposta ao incremento no consumo de solo.

Nicol et al. (1976) avaliaram duas alturas de corte mecânico de forragem de clima temperado (8 e 20 cm em relação ao nível do solo) sobre o consumo voluntário, a digestibilidade e o desempenho de novilhos Angus. Estes autores verificaram reduções no consumo e na digestibilidade *in vivo* da matéria orgânica, bem como no ganho de peso dos animais que receberam a forragem cortada a 8 cm de altura. Eles atribuíram tais resultados à maior contaminação com solo da forragem cortada nesta altura, indicada pelos maiores teores de cinzas nas fezes (18,9 *versus* 12,1% da matéria seca fecal), bem como pelos maiores consumos calculados de solo (0,69 *versus* 0,16 kg/novilho/dia).

Outro prejuízo que pode ser atribuído ao consumo de solo diz respeito à remoção de fração de solo de elevada fertilidade da pastagem, com implicações negativas à sua sustentabilidade e produções subsequentes de pasto (JURJANZ et al., 2012). Para exemplificar este tema, estes autores projetaram que a quantidade de matéria seca de solo removida anualmente, via ingestão das vacas, poderia atingir 320 e 500 kg/ha considerando, respectivamente, taxas de lotação de 2 e 3 vacas/ha.

Principais contaminantes depositados no solo e em plantas forrageiras: sua origem e potencial transferência para lácteos e carnes de ruminantes

Os solos podem reter e acumular poluentes depositados, por períodos normalmente bem mais extensos que aqueles que seriam observados em outras matrizes, evidenciando, portanto, o papel central que ele desempenha na produção de alimentos seguros (JURJANZ et al., 2012).

Os principais contaminantes que fazem-se presentes no solo são:

- i) metais pesados potencialmente tóxicos,
- ii) radioisótopos (também denominados de radionuclídeos), e
- iii) POPs, os quais serão brevemente discutidos nos subtópicos a seguir.

A presença destes contaminantes no solo pode ser decorrente do intemperismo (HERLIN & ANDERSSON, 1996; FILIZOLA et al., 2002; WILKINSON et al., 2003; CHRASTNÝ et al., 2010), da aplicação de agroquímicos, corretivos e fertilizantes fosfatados (HEALY, 1968A; BRAMLEY, 1990; ROBERTS et al., 1994; FILIZOLA et al., 2002; LOGANATHAN et al., 2008), da erosão eólica, seguida do transporte e deposição atmosférica de resíduos de origem antropogênica (MILHAUD & MEHENNAOUI, 1988; HERLIN & ANDERSSON, 1996; ALCOCK & JONES, 1999; LOGANATHAN et al., 2008) ou mesmo do indevido despejo ou da incorporação de biossólidos ou de rejeitos de natureza diversa no solo (FLEMING, 1986; LOGANATHAN et al., 2008; ANDRADE et al., 2009; RHIND et al., 2010). Resíduos de origem antropogênica podem

ainda ser transportados para os solos por ação de outros fenômenos de origem natural, como erosão, deposição de sedimentos aluviais e transporte de aerossóis marítimos por advecção (MCKAY & PATTENDEN, 1990; RONCHI & DANIELI, 2007; SMITH et al., 2009).

Os resíduos de origem antropogênica são gerados por atividades relacionadas à metalurgia, siderurgia e mineração (*e.g.* emissão de poluentes atmosféricos, despejo de rejeitos etc.), à agropecuária (*e.g.* resíduos de aplicação de agroquímicos e da utilização de fertilizantes fosfatados), ao transporte (*e.g.* emissão de poluentes por veículos em autoestradas e aeroportos), à habitação e construção (*e.g.* despejo de esgoto, de lixo doméstico etc.), dentre outros (WILKINSON et al., 2003; RHIND et al., 2010). Na Tabela 1 têm-se uma lista das potenciais fontes de contaminação de solos por metais pesados, radioisótopos e POPs, originadas a partir de atividades antropogênicas.

Como exemplo recente no Brasil, de contaminação de solos associada à atividade humana, pode-se citar o rompimento da barragem de rejeitos de mineração de “Fundão”, ocorrido em novembro de 2015 no município de Mariana, Minas Gerais, cujas consequências no curto e longo prazo para a agropecuária da bacia do Rio Doce já estão sendo motivo de abertura de linhas de financiamento para contratação de pesquisas nas áreas atingidas, como a publicada em abril de 2016 na Chamada Capes-Fapemig-Fapes-CNPq-Ana no 6/2016 “Apoio a Redes de Pesquisa para Recuperação da Bacia do Rio Doce” (Link: <http://www.fapemig.br/pt-br/visualizacao-de-chamadas/ler/563/chamada-de-apoio-a-redes-de-pesquisa-para-recuperacao-da-bacia-do-rio-doce>).

Outro exemplo de grande impacto negativo ao meio ambiente, que levou à contaminação de solos de vários países da Europa, foi o acidente na central nuclear de Chernobyl, ocorrido na atual Ucrânia, em 26 de abril de 1986. A explosão do reator 4 daquela usina liberou na atmosfera, aproximadamente, 2×10^{18} Bq de partículas radioativas (CHOPPIN et al., 2002b). Os principais radioisótopos responsáveis pela contaminação, por extensos períodos, dos solos das regiões atingidas pela nuvem radioativa

foram o Césio (^{137}Cs) e o Estrôncio (^{90}Sr), com meias-vidas, respectivamente, de 30 e 28 anos (CHOPPIN et al., 2002a; WILKINSON et al., 2003).

Infelizmente, tragédias como as exemplificadas anteriormente são de ocorrência frequente e recorrente no Brasil (COSTA et al., 2008) e no mundo (HERLIN & ANDERSSON, 1996; CHOPPIN et al., 2002b).

Tabela 1. Potenciais fontes de contaminação de solos por metais pesados, radioisótopos e poluentes orgânicos persistentes (POPs), originadas a partir de atividades antropogênicas.

Atividade antropogênica	Contaminante		
	Metal pesado	Radioisótopo	POP
Indústria			
Área com histórico de mineração	x		
Metalurgia/Siderurgia/Cimenteira/Petroquímica/Farmacêutica	x		x
Despejo de rejeitos, resíduos de mineração ou de produção industrial	x		x
Indústria bélica: testes nucleares/explosões de bombas	x	x	
Agropecuária			
Aplicação de fertilizantes fosfatados/corretivos no solo	x		
Aplicação de agroquímicos no solo	x		x
Água de irrigação contaminada	x	x	x
Incorporação de biossólidos no solo (<i>e.g.</i> lodo de esgoto)	x		x
Incorporação de dejetos líquidos de suínos no solo	x		
Incêndios agroflorestais			x
Transporte			
Emissão de poluentes por veículos em autoestradas	x		x
Emissão de poluentes por veículos em aeroportos	x		x
Habitação/Atividades urbanas			
Usinas de incineração de lixo urbano e hospitalar			x
Área com histórico de utilização como campo de tiro (armas de fogo)	x		
Queima doméstica de madeira			x
Produção de energia			
Acidentes em centrais nucleares		x	
Efluentes de usinas de reprocessamento de combustível nuclear		x	

Metais pesados potencialmente tóxicos

Metais pesados são aqueles elementos que apresentam densidade superior a $4,5 \text{ g/cm}^3$. Em função de seu acúmulo em tecidos-alvo e na cadeia trófica, determinados metais pesados são considerados tóxicos para plantas, animais e humanos. Nas revisões de Casarini et al. (2001) e Jaishankar et al. (2014) são discutidos os mecanismos de toxidez e os principais problemas de saúde humana associados à exposição aos metais pesados Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg),

Cromo (Cr), Zn, Al e Fe. Em outras revisões (WILKINSON et al., 2003; PAN et al., 2010; LANE et al., 2015) têm-se informações sobre mecanismos de absorção, órgãos envolvidos e prejuízos à saúde humana e de ruminantes, decorrentes da ingestão de níveis tóxicos de Cd e Pb.

Conquanto a toxidez dos ruminantes por metais pesados seja consequência de vários fatores, dentre os quais, o próprio nível de ingestão, alguns metais pesados são considerados nutricionalmente essenciais para estes animais como, por exemplo, o Cu, Zn e Se (HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Metais pesados potencialmente tóxicos, tais como As, Cd, Cr, Pb, Zn, Cu, Mn etc. têm sido frequentemente relatados como contaminantes de solos de pastagens (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; FLEMING, 1986; BRAMLEY, 1990; ROBERTS et al., 1994; ABRAHAMS & THORNTON, 1994; SMITH et al., 2009) e de áreas utilizadas para culturas anuais em países dos Hemisférios Norte e Sul (BRAMLEY, 1990; CHRASTNÝ et al., 2010), inclusive no Brasil (ANDRADE et al., 2009; GIROTTO et al., 2010; VEIGA et al., 2012; TIECHER et al., 2013; LOURENZI et al., 2014; PENHA et al., 2015; ARAÚJO et al., 2016; LOURENZI et al., 2016).

De modo geral, a contaminação de solos por metais pesados potencialmente tóxicos ocorre como consequência direta ou indireta de atividades antropogênicas (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; FLEMING, 1986; MILHAUD & MEHENNAOUI, 1988; ABRAHAMS & THORNTON, 1994; SWARUP et al., 2005; KENESARIYEV et al., 2007; SMITH et al., 2009; CHRASTNÝ et al., 2010; PAN et al. 2010; LOURENZI et al., 2014; PENHA et al., 2015). A título de exemplo, Pan et al. (2010) relataram que mais que 90% do Cd encontrado na superfície do ambiente é de origem antropogênica.

Erosão eólica de solos próximos de áreas com histórico de mineração ou metalurgia, seguida de transporte atmosférico das partículas suspensas constitui-se importante mecanismo de contaminação de solos por metais pesados potencialmente tóxicos (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; PATRA et al., 2008). Também a incorporação *per se* de bio sólidos, tais

como lodo de esgoto (FLEMING, 1986; PAN et al., 2010) ou de curtume compostado (ARAÚJO et al., 2016), resíduo de curtume (OLIVEIRA-LONGATTI et al., 2017), efluentes industriais líquidos (ESPER NETO et al., 2016), e dejetos de suínos (GIROTTO et al., 2010; VEIGA et al., 2012; TIECHER et al., 2013; LOURENZI et al., 2014; PENHA et al., 2015; LOURENZI et al., 2016) em solos agrícolas ou de pastagens, além das deposições no solo, de material particulado presente na fumaça emitida através de chaminés de indústrias (MILHAUD & MEHENNAOUI, 1988; KABALA & SINGH, 2001; SWARUP et al., 2005; PATRA et al., 2008; PAN et al., 2010) ou de rejeitos de natureza diversa (ANDRADE et al., 2009) são outras fontes com potencial para contaminação de solos por metais pesados.

Chrastný et al. (2010) relataram contaminação por Pb em solo agrícola vizinho de área com histórico de 30 anos de utilização para prática de tiro com armas de fogo. Da mesma forma, Ward (1990) relataram elevadas concentrações de 11 metais no solo de pastagem situada próxima (4 m) de autoestrada (~ 50.000 a 120.000 veículos/dia) no Reino Unido. Nesta pastagem, para determinados metais, as concentrações observadas nas espécies forrageiras foram dez vezes superiores em relação a valores considerados normais. Ward (1990) atribuíram tal contaminação ao transporte atmosférico e deposição, principalmente, na camada superior do solo da pastagem, de partículas originadas da combustão de combustíveis e óleos lubrificantes, e do desgaste de pneus e de pastilhas de freios dos veículos. Concentrações de Co, Cd e Pb, respectivamente, 21, seis e dez vezes superiores às normais foram observadas por Kenesariyev et al. (2007) em solo da base de testes nucleares de Azgyr (Kasaquistão), onde 17 explosões de subsuperfície foram realizadas de 1966 a 1979. Ou seja, à época da publicação do trabalho, passados 41 e 28 anos, respectivamente, desde o primeiro e o último teste nuclear, concentrações extremamente elevadas destes metais pesados no solo ainda podiam ser detectadas no local. Os trabalhos de Ward (1990), Kenesariyev et al. (2007) e Chrastný et al. (2010) dão a dimensão do problema ambiental relacionado à contaminação de solos com metais pesados potencialmente tóxicos.

Por outro lado, a utilização contínua de fertilizantes fosfatados por longos períodos demonstrou ser importante fonte de contaminação de solos de áreas agrícolas com resíduos de Cd (LOGANATHAN et al., 2008). Os fertilizantes fosfatados (*e.g.* superfosfatos simples e triplo, mono e diamônio fosfatos, formulações NPK etc.) normalmente contêm muitos metais pesados contaminantes (*e.g.* As, Cd, Pb), que fazem-se presentes nas rochas fosfatadas, as quais constituem-se a base para sua produção industrial (LOGANATHAN et al., 2008; JIAO et al., 2012). Roberts et al. (1994) e Wakelin et al. (2016) observaram elevadas correlações ($r = 0,62$, $P < 0,001$, $n = 327$; e $r = 0,8093$, $P < 0,0001$, $n = 26$, respectivamente) entre as concentrações de Cd e de P em solos de pastagens da Nova Zelândia, indicando assim que o enriquecimento destes solos com Cd pode ser parcialmente explicado pela utilização contínua de fertilizantes fosfatados ao longo dos anos.

Ademais, o próprio intemperismo de metais pesados naturalmente presentes ou depositados no solo pode ser importante mecanismo promotor de alterações em sua biodisponibilidade para plantas e na mobilidade ao longo do perfil do solo (HERLIN & ANDERSSON, 1996; WILKINSON et al., 2003; ANDRADE et al., 2009).

Em áreas cultivadas, os metais pesados estão mais homogeneamente distribuídos nos primeiros 25 cm de solo, ou seja, na camada arável (CHRASNÝ et al., 2010). Esta informação reveste-se de grande relevância, uma vez que os sistemas radiculares da maioria das gramíneas fazem-se presentes, principalmente, nos 7,5 cm superiores do solo. Ressalte-se que é esta a camada de solo que poderá ser ingerida pelo ruminante concomitantemente com o pasto (WILKINSON et al., 2003).

A ingestão de metais pesados potencialmente tóxicos por ruminantes via consumo de solo depende de vários fatores, sendo observada grande variação na sua magnitude e importância relativa. Por exemplo, Thornton & Abrahams (1983) relataram que 9% a 80% do Pb e 34% a 90% do As consumidos por bovinos foram consequência direta da ingestão de solo. Abrahams & Thornton (1994) relataram que o consumo de solo foi responsável por 49% a 73% do As ingerido por bovinos

manejados em pastagens não contaminadas e, por até 97%, em pastagens com diferentes graus de contaminação por este metal pesado. Principalmente em resposta ao consumo de solo, Abrahams & Thornton (1994) relataram ainda que a ingestão de As por bovinos manejados nas pastagens contaminadas em relação às não contaminadas foi 31 vezes superior. Segundo Bramley (1990), considerando uma fazenda típica da Nova Zelândia, o consumo de solo por ovinos e bovinos sob pastejo, respondeu por, respectivamente, 29% e 50% do Cd total ingerido. Trabalhando com ovinos em pastagens com diferentes graus de contaminação por metais pesados, Smith et al. (2009) relataram que a principal fonte de consumo de Pb foi via ingestão direta de solo, que foi superior a 90% em seis dos oito meses de avaliação do trabalho.

A transferência de metais pesados potencialmente tóxicos, presentes ou eventualmente depositados nos solos de pastagens, para o leite e derivados, pelos, ossos, músculo, sangue ou órgãos como rins e fígado de ruminantes tem sido frequentemente relatada no Brasil (OKADA et al., 1997; ALKMIM FILHO et al., 2014) e no mundo (WARD et al., 1978; MILHAUD & MEHENNAOUI, 1988, ROBERTS et al., 1994; WARD & SAVAGE, 1994; SWARUP et al., 2005; KENESARIYEV et al., 2007; PATRA et al., 2008; BILANDŽIĆ et al., 2011; PILARCZYK et al., 2013; LANE et al., 2015). Por exemplo, Roberts et al. (1994) observaram que entre os anos de 1988 e 1991, de 22% a 28% dos ovinos, e de 14% a 20% dos bovinos, apresentaram níveis de Cd nos rins acima do limite máximo permitido para comercialização na Nova Zelândia. Alkmin Filho et al. (2014) avaliaram 1.017 amostras de rins e fígado de bovinos, provenientes de 20 estados do Brasil. Segundo os autores, a presença de resíduos de As, Cd e Pb foi detectada respectivamente, em 28,7%; 10,9% e 61,5% das amostras de rins; e em 15,7%; 5,2% e 13,5% das amostras de fígado analisadas. Em fazenda situada nas proximidades de uma indústria de processamento de minérios de Pb e Zn, Milhaud & Mehennaoui (1988) relataram que as concentrações *post-mortem* de Pb nos rins, fígado e ossos, e de Cd nos rins e fígado de uma vaca, que morreu de paralisia pós-parto, foram bons indicadores do nível de exposição. Ward & Savage (1994) relataram concentrações elevadas de Pb e

Cd no plasma de ovinos mantidos por 150 dias sob pastejo em piquete localizado a 4 m de uma autoestrada (78.000 a 100.000 veículos/dia) no Reino Unido. Em outro estudo do gênero, embora realizado na Nova Zelândia, Ward et al. (1978) avaliaram a concentração de Pb no sangue de ovelhas que pastejavam em piquete também localizado próximo de uma autoestrada (5.000 veículos/dia). Segundo estes autores, decorridos 10 dias da transferência das ovelhas para uma pastagem distante de conhecidas fontes poluidoras e livre da deposição de metais pesados, consequência da circulação dos veículos, os animais apresentaram redução de 2,00 para 0,60 $\mu\text{g}/\text{mL}$ de Pb no sangue e, após, 185 dias, a concentração foi reduzida para 0,20 $\mu\text{g}/\text{mL}$, valor próximo do nível basal (Figura 3). Ward et al. (1978) também discutiram que o Pb pode acumular-se no tecido ósseo de ovinos, sofrendo gradual liberação para o sangue por longo período.

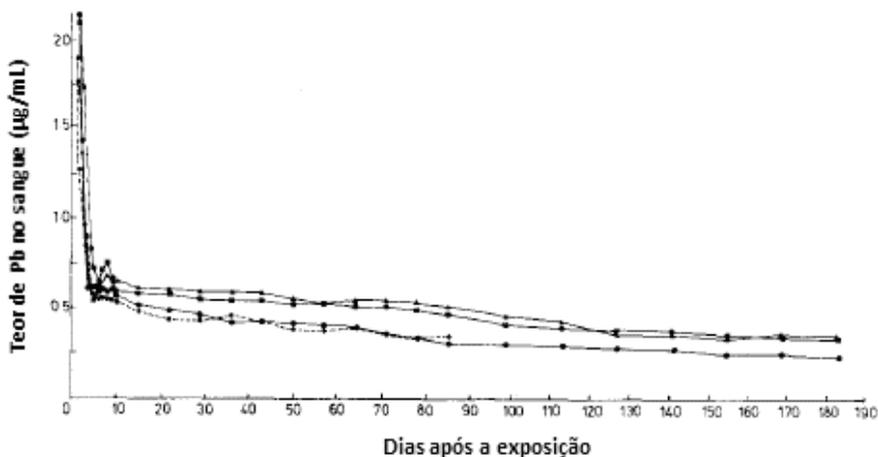


Figura 3. Decréscimo na concentração de Chumbo (Pb) no sangue de ovelhas, após sua transferência para pastagem livre da deposição de metais pesados decorrentes da circulação dos veículos em autoestrada (5.000 veículos/dia) na Nova Zelândia (Fonte: Adaptado de Ward et al., 1978).

Dos vários exemplos de trabalhos apresentados neste tópico, depreende-se porque o Pb é atualmente considerado o principal poluente ambiental, com relevantes impactos negativos à saúde pública (SWARUP

et al., 2005). Alkmim Filho et al. (2014) relataram que a eliminação do Pb é lenta e incompleta, resultando no acúmulo em tecidos-alvo, principalmente sob longos períodos de exposição. Citando diversos trabalhos, estes autores informaram que a meia-vida do Pb é de, aproximadamente, 250 dias em ovelhas, entre 95 e 760 dias em bovinos, e de 2 a 18 anos em humanos.

Conquanto Wilkinson et al. (2003) discutiram que a secreção de Pb no leite é um fenômeno raro e, de modo geral, associado à ingestão de dose elevada deste metal, trabalhos publicados em vários países demonstram que tal contaminação do leite pode ser bastante frequente. Swarup et al. (2005) relataram elevada correlação ($r = 0,469$; $P < 0,01$) entre as concentrações de Pb no sangue e no leite de vacas de fazendas vizinhas de siderúrgicas e indústrias de processamento de minérios na Índia. Segundo estes autores, maior transferência de Pb para o leite foi observada quando as concentrações sanguíneas deste metal foram superiores a $0,20 \mu\text{g/mL}$. Bilandžić et al. (2011) observaram que 32,5% e 5% de 157 amostras de leite bovino coletadas na Croácia, apresentaram, respectivamente concentrações de Pb e As superiores aos limites máximos permitidos pela União Europeia ($20 \mu\text{g}$ de Pb e $100 \mu\text{g}$ de As/kg de leite). Em fazendas situadas em seis municípios de uma província do Irã, Nejatollahi et al. (2014) observaram que 5% das 96 amostras de leite de vaca coletadas apresentaram concentração de Pb superior à recomendada pelo *Codex Alimentarius*, de $0,02 \text{ mg/kg}$. Em estudo realizado em fazenda de produção orgânica de leite da Polônia, Pilarczyk et al. (2013) relataram diferença ($P < 0,001$) nas concentrações de Pb no leite de vacas das raças Simental e Holandês (respectivamente, $0,0366$ e $0,0412 \mu\text{g/mL}$) que, por sua vez, foram superiores ao limite máximo permitido pela União Europeia ($0,02 \mu\text{g/mL}$).

No Brasil, Okada et al. (1997) avaliaram a concentração de Pb no leite de vacas de fazendas localizadas num raio de 20 km de distância de uma indústria de produção de lingotes de Pb, sediada desde 1979 em Caçapava/SP, no vale do Paraíba. Segundo Costa et al. (2008), tal indústria provocou contaminação ambiental da região por metais

pesados. Okada et al. (1997) relataram que 20% das amostras de leite coletadas apresentaram teores de Pb acima do limite estabelecido pela legislação brasileira, de 0,05 mg/kg. Avaliando marcas de leite pasteurizado ($n = 42$) adquiridas no comércio de cidades desta mesma região, Soares et al. (2010) também relataram que 78% apresentaram contaminação por Pb.

Em outro trabalho realizado no Brasil, Gomes et al. (2013) verificaram no Estado do Paraná, contaminação de leite bovino (*in natura* e pasteurizado) pelos metais pesados Pb, Cr e Cd. Estes autores analisaram diversas marcas comerciais de mistura mineral e concluíram que as fontes de P utilizadas no seu preparo poderiam ser a principal causa de contaminação do leite por estes metais pesados, mas também poderia advir da soda cáustica utilizada no processo de limpeza de tanques de resfriamento do leite.

Outro aspecto importante concernente à contaminação de leites com metais pesados diz respeito à transferência destes compostos para derivados lácteos como, por exemplo, queijos. Neste sentido, Maas et al. (2011) relataram que os teores de Cd e Pb em queijos Comté (França) foram sistematicamente superiores aos originalmente observados nos leites utilizados na sua fabricação, sugerindo efeito de concentração destes metais pesados nas etapas de coagulação do leite, formação da coalhada e remoção do soro, presumivelmente pela afinidade destes elementos com as caseínas e a gordura. Os fatores de retenção (Rt) calculados para estes dois metais pesados, que são indicadores de transferência destes elementos dos leites para os queijos, foram, na maioria das vezes, superiores a um, indicando serem decorrentes das perdas de volume durante o processo de fabricação dos queijos.

Radioisótopos (ou radionuclídeos)

As causas de contaminação de solos agrícolas ou de pastagens por radioisótopos são de origem antropogênica, relacionadas com acidentes registrados em centrais nucleares, bem como com a realização de testes com explosão de armas atômicas (GILBERT et al., 1989; CHOPPIN et al., 2002b; KENESARIYEV et al., 2007; XAVIER

et al., 2007; YABLOKOV & NESTERENKO, 2009; ASHRAF et al., 2014). Radionuclídeos presentes em efluentes de baixa atividade, originados de usinas de reprocessamento de combustível nuclear, também têm sido apontados como importantes contaminantes de solos na Europa e Ásia (SUMERLING et al., 1984; HOWARD & LINDLEY, 1985; GREEN & DODD, 1988; MCKAY & PATTENDEN, 1990; BERESFORD & HOWARD, 1991; TSUKADA et al., 2003).

O acidente na central nuclear de Chernobyl foi responsável pela contaminação ambiental de extensa região da Europa com diversos radionuclídeos (CHOPPIN et al., 2002a; YABLOKOV & NESTERENKO, 2009), com impactos negativos relevantes para cadeias produtivas do agronegócio dos países atingidos pela nuvem radioativa de Chernobyl (NESTERENKO et al., 2009). Os principais radioisótopos responsáveis pela contaminação dos solos nestas regiões foram o ^{137}Cs e o ^{90}Sr (BERESFORD & HOWARD, 1991; ASSIMAKOPOULOS et al., 1993a, 1993b; FIRSAKOVA, 1993; WILKINSON et al., 2003), mas desde o acidente, vários outros – *e.g.* ^{134}Cs , ^{89}Sr , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ (Prata), ^{131}I – têm sido alvo de estudos (WILKINS & BRADLEY, 1988; ASSIMAKOPOULOS et al., 1989; BERESFORD, 1989; BRADLEY & WILKINS, 1989; VOORS & VAN WEERS, 1989; FISAKOVA, 1993; ASSIMAKOPOULOS et al., 1995; YABLOKOV et al., 2009b).

Na revisão de Yablokov et al. (2009a) são apresentados diversos problemas de saúde associados à exposição humana a radionuclídeos. A título de exemplo, logo após o acidente de Chernobyl, a ingestão de leite de vacas que consumiram pasto contaminado com iodo radioativo (^{131}I) foi uma das principais causas que levaram o subsequente desenvolvimento de câncer de tireóide em crianças moradoras das áreas afetadas (CARDIS et al., 2006; KINLEY III, 2006). Segundo Howard et al. (2001), considerando os produtos de origem animal, o leite e a carne são as principais fontes de ^{137}Cs na alimentação humana. Citando diversos autores, Howard et al. (2001) relataram que, aproximadamente, 80% do ^{137}Cs associado à forragem ingerida na pastagem é absorvido

pelo trato gastrointestinal do ruminante, sendo, posteriormente, transportado para tecidos, secretado no leite e excretado na urina e fezes.

Na Europa, diversos trabalhos têm relatado contaminação de solos de regiões costeiras situadas próximas de usinas de reprocessamento de combustível nuclear, que utilizam mares e oceanos como locais de descarga de efluentes de baixa atividade radioativa. No entanto, conforme relataram McKay & Pattenden (1990), o estouro de bolhas presentes na superfície de mares e oceanos, bem como a quebra das ondas nas praias, promove a formação de aerossóis com partículas em suspensão e radioisótopos associados, que são transportados por advecção e depositados em solos próximos da faixa litorânea. Assim, Eakins et al. (1984) relataram que Plutônio radioativo ($^{239+240}\text{Pu}$) originado de uma usina de reprocessamento nuclear do Noroeste da Inglaterra foi detectado nas fezes de ovinos manejados em pastagens situadas até 60 km de distância terra adentro desta instalação, a qual realizava descargas de efluentes no Mar da Irlanda. Em outro sítio de amostragem, localizado a 90 km desta usina, foi relatada a presença de $^{239+240}\text{Pu}$ em solos e forragens, sendo estimado que entre 10% e 40% destes radioisótopos detectados nas fezes de ovinos foram provenientes da ingestão direta de solo pelos animais. Eakins et al. (1984) também relataram que $^{239+240}\text{Pu}$ foi detectado em amostras de ossos, fígado e outros órgãos de uma ovelha de sete anos de idade que permaneceu por três anos em pastagem situada a 5 km da referida usina de reprocessamento nuclear.

Kenesariyev et al. (2007) relataram que passados 41 e 28 anos, respectivamente, desde a primeira e a última explosão de subsuperfície, realizadas em uma base de testes nucleares de Azgyr (Kasaquistão), o solo da área afetada ainda encontra-se contaminado com ^{137}Cs , na profundidade de 5 cm. Segundo estes autores, em 2003, ou seja, 24 anos após a realização do último teste nuclear naquela base, amostras de leite e carne obtidas na região ainda encontravam-se contaminadas com os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{90}Sr , Rádio (^{226}Ra) e ^{210}Pb .

Diversos estudos de transferência de radioisótopos – *e.g.* ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am (Amerício) – para o leite e tecidos de ruminantes

foram realizados em resposta à contaminação de solos de pastagens de regiões atingidas pelo acidente de Chernobyl ou situadas próximas de usinas de reprocessamento de combustível nuclear. Assim, fatores de transferência de radioisótopos do solo para o pasto, do pasto ou de componentes da dieta para o leite, e do solo para o leite foram estimados em vários trabalhos com ovelhas (HOWARD & LINDLEY, 1985; ASSIMAKOPOULOS et al., 1989; ASSIMAKOPOULOS et al., 1993a, 1993b; BELL et al., 1993; ASSIMAKOPOULOS et al., 1995) e vacas (SUMERLING et al., 1984; ASSIMAKOPOULOS et al., 1989; BRADLEY & WILKINS, 1989; JOHANSON et al., 1989; VOORS & VAN WEERS, 1989; KARLÉN, 1993; GREEN et al., 1995; TSUKADA et al., 2003). Da mesma forma, estudos similares foram realizados para avaliar a transferência de radioisótopos para tecidos de ruminantes (BERESFORD, 1989; HOWARD, 1989). Estas estimativas juntamente com outras informações (*e.g.* produção diária de leite, consumos diários de pasto/dieta e de solo, concentrações de atividade do radioisótopo no solo e leite, taxa de concentração de atividade do radioisótopo do solo para o pasto) permitem calcular, por exemplo, a secreção diária de radioisótopos no leite e sua excreção na urina e fezes, como também a proporção relativa da atividade do radioisótopo no leite, originada dos consumos de solo e de pasto. A título de exemplo, Asharf et al. (2014) relataram que coeficientes de transferência de ^{137}Cs , ou seja, fração diária ingerida deste radionuclídeo que é transferida para o alimento, determinados experimentalmente em bovinos, variaram de 0,4 a 1,2%/dia/L de leite e de 0,3 a 6,0%/dia/kg de carne.

Os radionuclídeos de origem antropogênica depositados nos solos de pastagens estão principalmente concentrados nos primeiros 5 cm de solo, havendo pouca mobilidade para perfis inferiores (HERLIN & ANDERSSON, 1996), embora processos de intemperismo de minerais do solo possam promover alterações na sorção de ^{137}Cs (ASHRAF et al., 2014). E uma vez que a fração de solo que pode ser diretamente ingerida por ruminantes sob pastejo está concentrada nesta camada superficial, Assimakopoulos et al. (1993a) e Assimakopoulos et al. (1995) relataram que na região atingida pelo acidente nuclear de Chernobyl, a

ingestão de solo da pastagem pode ser a principal fonte de contaminação do leite de ovelhas com ^{137}Cs e ^{90}Sr . Tais resultados foram corroborados por Green et al. (1995), que relataram que a ingestão direta de solo respondeu pela maior fração do consumo de ^{239}Pu e ^{241}Am por bovinos. Sumerling et al. (1984) relataram que a inalação foi responsável por menos que 0,1% do consumo diário de ^{137}Cs e ^{90}Sr por vacas.

Outros fatores envolvidos na modulação desta contaminação referem-se: i) à disponibilidade do radioisótopo no solo, que varia em função dos teores de matéria orgânica e de argila do mesmo, bem como do tempo decorrido desde a contaminação da pastagem; ii) à forrageira consumida e à forma química do radioisótopo nela presente; iii) à idade e ao estágio da lactação; e iv) à quantidade consumida de solo e subsequente absorção dos radionuclídeos ingeridos no trato gastrointestinal de ovinos (SUMERLING et al., 1984; BERESFORD & HOWARD, 1991; ASSIMAKOPOULOS et al., 1993a, 1993b; BELLI et al., 1993; ASHRAF et al., 2014).

A contaminação e morte de diversas pessoas com ^{137}Cs , ocorrida em setembro de 1987 em Goiânia, é o único registro de acidente radioativo no Brasil (XAVIER et al., 2007). No entanto, não há na literatura relato de contaminação de solos agrícolas ou de pastagens como consequência deste desastre.

Poluentes orgânicos persistentes (POPs)

Os POPs são compostos organo-halogenados resistentes à degradação ambiental pelos processos químicos, biológicos e fotolíticos e, por esta razão, apresentam elevada persistência no meio ambiente por extensos períodos de tempo. Por exemplo, a meia-vida no solo do congênero 2,3,7,8 TCDD foi estimada em 41 anos (JURJANZ et al., 2007). Ademais, os POPs podem ser transportados por longas distâncias pela atmosfera e possuem capacidade de bioacumulação em tecidos humanos e animais, e biomagnificação nas cadeias alimentares (PNUMA, 2010).

A exposição aos POPs pode causar sérios problemas à saúde humana, incluindo alguns tipos de câncer, defeitos de nascença, diabetes

gestacional, disfunções nos sistemas imunológico e reprodutivo, maior susceptibilidade a doenças e diminuição da capacidade mental. No trabalho de Vafeiadi et al. (2017) e nas revisões de Watanabe et al. (1999), Orris et al. (2000) e Patočka et al. (2016) têm-se informações acerca dos problemas de saúde humana associados à exposição a POPs, enquanto que Rhind et al. (2010) revisaram aspectos relacionados a alterações promovidas pela exposição a POPs sobre a fisiologia, reprodução e o bem estar de ruminantes.

Assim, visando proteger a saúde humana e animal, bem como o meio ambiente dos malefícios gerados pelos POPs, foi realizada em 2001 na Suécia, a “Convenção de Estocolmo”, que entrou em vigor como tratado internacional em 2004 (PNUMA, 2010).

Os 12 primeiros POPs (também chamados de *dirty dozen* ou os “doze condenados”) reconhecidos pública e cientificamente na “Convenção de Estocolmo” como causadores de efeitos adversos aos ecossistemas e à saúde humana foram agrupados em três classes, quais sejam:

- i) Pesticidas: Aldrin, Clordano, DDT, Dieldrin, Endrin, Heptacloro, Hexaclorobenzeno (HCB), Mirex e Toxafeno;
- ii) Químicos industriais: HCB e policlorados difenil (PCBs); e
- iii) Subprodutos não intencionais: HCB, PCDDs (dioxinas), dibenzofuranos policlorados (PCDFs) e PCBs (ORRIS et al., 2000; THE 12 INITIAL POPs, 2016).

Em relação a estes 12 POPs, a “Convenção de Estocolmo” determinou que seus signatários adotassem três tipos de medidas, a saber (PNUMA, 2010):

- i) a eliminação da produção e utilização (Aldrin, Clordano, Dieldrin, Endrin, Heptacloro, Hexaclorobenzeno, Mirex, Toxafeno e PCBs);
- ii) a restrição da produção e utilização (DDT); e
- iii) a redução das liberações não intencionais, com o objetivo de promover a minimização contínua e, quando possível, a eliminação completa (PCDD/Fs, HCB e PCBs).

Na quarta reunião da “Convenção de Estocolmo”, realizada em 2009, nove outros POPs foram incluídos na lista dos compostos para os quais medidas de eliminação ou de restrição da produção e de utilização foram impostas aos signatários (PNUMA, 2010). Ademais, fóruns de discussão acerca da inclusão de potenciais novos POPs nesta lista têm sido frequentes (ALCOCK & JONES, 1999).

Conquanto todas estas medidas contribuíram de forma bastante significativa para prevenção e redução da contaminação do meio ambiente (ROSS, 2004) e de produtos lácteos por POPs (MALISCH, 2000) e, por conseguinte, resguardando a saúde humana em face dos potenciais prejuízos decorrentes da exposição aos mesmos, ainda há, no Brasil (MATHEUS et al., 2000; NAKAGAWA & ANDRÉA, 2006; ALMEIDA et al., 2007) e no mundo (MAMONTOVA et al., 2007; RYCHEN et al., 2008), passivos ambientais constituídos de solos contaminados com os mais variados tipos de POPs. Ademais, deve-se ressaltar que determinados POPs componentes da lista da “Convenção de Estocolmo” (e.g. DDT) continuam sendo bastante utilizados em específicas regiões (FEIDT et al., 2013). Atualmente, os POPs mais problemáticos em termos de transferência para produtos de origem animal são as dioxinas/furanos (PCDD/Fs) e os PCBs (RYCHEN et al., 2014).

A contaminação de solos com POPs dá-se em consequência direta ou indireta de atividades antropogênicas relacionadas à produção, utilização e descarte dos mesmos (Tabela 1). Ou seja, a contaminação de solos por POPs é diretamente proporcional ao incremento na densidade de atividades humanas (JURJANZ et al., 2007).

Assim, conquanto a deposição atmosférica de POPs transportados na fase gasosa ou adsorvidos a partículas originadas de áreas contaminadas ou emitidas por usinas de incineração de lixo urbano e hospitalar ou por indústrias de diversos setores (LIEM et al., 1991; MAMONTOVA et al., 2007; ZHENG et al., 2012) é a principal via de contaminação de solos por estes compostos (BARBER et al., 2005; JURJANZ et al., 2007), o despejo indevido de resíduos da produção industrial de POPs (MATHEUS et al., 2000), bem como a incorporação no solo de biossólidos (e.g. lodo

de esgoto), a aplicação direta de agroquímicos (*e.g.* fungicidas para tratamento de sementes), a utilização de água de irrigação contaminada (BARBER et al., 2005), a emissão por veículos em autoestradas e aeroportos, a queima doméstica de madeira, e os incêndios florestais (JURJANZ et al., 2007) são exemplos de como pode-se dar a contaminação de solos por POPs. Segundo vários autores citados por Jurjanz et al. (2007), os POPs tendem a permanecer nos primeiros 15 cm de solo. Ademais, devido à característica lipofílica e à baixa solubilidade dos POPs em água, ocorre forte adsorção destes compostos à matéria orgânica do solo.

O potencial de contaminação do leite por POPs foi demonstrado em diversos trabalhos realizados em fazendas situadas próximas de fontes poluidoras, como indústrias, usinas de incineração de lixo urbano etc. (LIEM et al., 1991; RAMOS et al., 1997; MAMONTOVA et al., 2007). Isto indica que o nível de contaminação do leite está diretamente relacionado à deposição atmosférica de POPs nos solos das propriedades leiteiras (MAMONTOVA et al., 2007) e, por conseguinte, na própria forragem disponível na pastagem para o ruminante (PAROLINI et al., 2012). Considerando um modelo de fazenda leiteira típica da Alemanha, Welsch-Pausch & McLachlan (1998) estimaram que 15% da deposição atmosférica total anual de PCDD/Fs é transferida para as culturas forrageiras, enquanto que 85% é diretamente depositada no solo. No entanto, mesmo em áreas distantes de conhecidas fontes poluidoras, a contaminação do leite por POPs foi constatada, demonstrando a extrema capacidade de transporte atmosférico destes compostos (PAROLINI et al., 2012).

No Brasil, em vários trabalhos foi constatada contaminação de queijos (SANTOS et al., 2006) e de leite bovino *in natura*, pasteurizado e UHT (HECK et al., 2007; AVANCINI et al., 2013) por POPs, sendo, em alguns casos, observadas concentrações superiores aos limites máximos permitidos pela legislação brasileira (BRASIL, 1999).

Diversos estudos demonstraram que o consumo de produtos de origem animal é a principal fonte não ocupacional de exposição humana a POPs (FOCANT et al., 2002). Em trabalho realizado no Reino Unido,

Duarte-Davidson & Jones (1994) relataram que a ingestão de alimentos respondeu por 97% do total da exposição humana a PCBs, sendo o restante associado ao consumo de água e à inalação de ar. Neste estudo, o consumo de leite e derivados foi responsável por 26% da exposição aos PCBs. Na Bélgica, Focant et al. (2002) observaram que as ingestões de lácteos e de carne bovina responderam, respectivamente, por 27% e 17% do consumo total de PCDD/Fs e PCBs. Estes dois trabalhos exemplificam e dão a dimensão da importância do leite e da carne de ruminantes como fontes alimentares de exposição humana a POPs e, por esta razão, as causas da contaminação destes produtos têm sido motivo de várias pesquisas.

A secreção de POPs no leite e carne de ruminantes está principalmente associada à ingestão involuntária de solo e de alimentos componentes da dieta (principalmente, volumosos), contaminados com tais compostos. No entanto, Fries et al. (1982) relataram ocorrência de contaminação em rebanhos bovinos do estado de Michigan (EUA) que receberam suplementos concentrados em que bifenilas polibromadas (PBBs) foram acidentalmente adicionadas no preparo dos mesmos. A inalação de ar e a absorção por contato dermal são consideradas vias negligíveis de aporte de POPs em ruminantes (JURJANZ et al., 2007; RYCHEN et al., 2008).

Sendo as plantas a interface entre o solo e a atmosfera, sua contaminação por POPs pode ocorrer por meio de deposição atmosférica ou por absorção pelas raízes. A deposição atmosférica pode-se dar na forma gasosa, úmida ou por partículas sólidas de POPs, sendo a prevalência de uma via em detrimento de outra intrinsecamente relacionada às características físico-químicas do composto (RYCHEN et al., 2008). McLachlan (1997) relatou que a volatilização de PCDD/Fs presentes no solo seguida de sua adsorção à parte aérea das plantas constitui-se em via alternativa, embora não relevante, de contaminação de forrageiras. Welsch-Pausch & McLachlan (1998) e Meneses et al. (2002) estimaram que a deposição atmosférica de PCDD/Fs na forma gasosa foi a principal via de contaminação de culturas. Por outro lado, Hülster & Marschner (1993) relataram que a deposição atmosférica de partículas

de solos contaminadas com PCDD/Fs é a principal causa de acúmulo destes compostos em forragens, em detrimento de sua captação pelas raízes e translocação para a parte aérea. E, conforme relatado em diversos trabalhos (AISLABIE et al., 1997; MCLACHLAN, 1997; JURJANZ et al., 2007; RONCHI & DANIELI, 2007; RYCHEN et al., 2008, 2014), há vários fatores envolvidos na modulação da deposição de partículas de solos contaminadas com POPs no pasto ou em volumosos cortados para alimentação de ruminantes. Dentre estes, destacam-se propriedades físico-químicas do congêneres de POP *per se* (e.g. volatilidade, lipofilicidade, solubilidade em água, pressão de vapor, meia-vida etc.), particularidades morfoanatômicas da espécie forrageira (e.g. pilosidade, composição da cutícula, arquitetura da planta etc.), características do solo (e.g. teor de matéria orgânica, potencial redox, acidez etc.), métodos de colheita da forragem, além de aspectos relacionados ao clima (e.g. temperatura ambiente, precipitação de chuvas e velocidade do vento) e aos mecanismos de degradação dos POPs no solo (e.g. fotodegradação, degradação pela microbiota do solo).

O outro fator importante na modulação da concentração de POPs no leite de ruminantes está relacionado à ingestão involuntária de solo contaminado por tais compostos (MAMONTOVA et al., 2007), bem como, à biodisponibilidade relativa para o animal, do específico POP ingerido (FEIDT et al., 2013). Estes autores recomendaram que em áreas com suspeita de contaminação por PCBs, determinadas estratégias de manejo de pastagens, de alimentação do rebanho e de produção de forragens sejam preventivamente adotadas, visando minimizar o consumo de solo contaminado e, por conseguinte, o risco da transferência de PCBs desta matriz para o leite de vacas e ovelhas.

Segundo Jurjanz et al. (2007), em áreas contaminadas com POPs, embora a forragem disponível na pastagem apresente-se normalmente com menor nível de contaminação que o solo, seu maior consumo durante o pastejo irá equiparar a contribuição destas duas matrizes em termos de POPs ingeridos. No entanto, em função de diversos fatores

(vide próximo tópico), a flutuação observada no consumo involuntário de solo ao longo do ano pode alterar este balanço de ingestão de POPs pelo ruminante sob condição de pastejo.

Os POPs presentes em partículas de solo involuntariamente ingerido de forma direta na pastagem e/ou consumidos, via alimentos volumosos ou concentrados contaminados, podem, potencialmente, ser liberados durante o processo digestivo do ruminante, ser absorvidos, distribuídos no organismo e, por sua natureza lipofílica, acumular em específicos tecidos e órgãos, ser metabolizados, secretados no leite e excretados na urina e fezes (McLACHLAN, 1997; MALISCH, 2000; JURJANZ et al., 2007; FEIDT et al., 2013; RYCHEN et al., 2014).

De modo geral, pode-se considerar que devido à elevada taxa de secreção de gordura no leite, vacas em lactação encontram-se próximas de uma condição de equilíbrio entre o aporte dietético de PCDD/Fs e sua secreção no leite/excreção nas fezes, enquanto que a quantidade retida nos tecidos permanece constante ao longo do tempo (McLACHLAN, 1997). Por esta razão, o leite de vacas como também de ovelhas, além dos derivados lácteos, como a manteiga e queijo, são considerados bons indicadores de contaminação da cadeia produtiva por POPs originados de atividades antropogênicas (LIEM et al., 1991; MALISCH & DILARA, 2007; HERRERA NUÑEZ et al., 2012). Ademais, as características de não invasividade e simplicidade na coleta e amostragem do leite são vantagens competitivas que ressaltam o potencial de utilização desta matriz como bioindicadora de contaminação ambiental por POPs (HERERA NUÑEZ et al., 2012).

Por outro lado, Ronchi & Danieli (2007) consideraram que também o sangue pode ser utilizado para indicar, de modo precoce, o nível de exposição de vacas a POPs, dada a robustez do relacionamento entre as concentrações de um específico pesticida organoclorado no leite e no plasma ($\hat{y} = 3,3943x + 0,0484$; $r^2 = 0,8519$; $P = 0,009$).

A elevada transferência de POPs da dieta para o leite foi demonstrada em trabalho realizado na França com cabras da raça Alpina, que receberam

feno contaminado com PCCD/Fs e PCBs, oriundo de área de produção de forragem vizinha de usina de incineração de lixo urbano (COSTERA et al., 2006). Após a primeira semana de alimentação, a concentração internacional permissível de PCBs + PCCD/Fs na gordura do leite foi ultrapassada, demonstrando a rapidez na transferência destes POPs do volumoso para o leite, e o risco inerente ao consumo seguro deste alimento. Além de importantes diferenças na transferência dos vários congêneres destes e de outros POPs da dieta para o leite, relacionadas a inerentes propriedades físico-químicas e taxas de absorção e de susceptibilidade ao metabolismo dos mesmos no organismo do ruminante, vários outros fatores também estão envolvidos na modulação da contaminação do leite (COSTERA et al., 2006; RYCHEN et al., 2008). Dentre aqueles relacionados ao *status* fisiológico do ruminante podem-se citar: ordem e estágio da lactação; mobilização de reservas corporais; e aumento da permeabilidade do epitélio da glândula mamária em função de mastites (JURJANZ et al., 2007; RONCHI & DANIELI, 2007; RYCHEN et al., 2008, 2014). Por exemplo, picos de contaminação por POPs podem ser observados no colostro, bem como no leite ordenhado nas primeiras semanas de lactação, em função do acúmulo destes compostos na gordura corporal estocada na fase final de gestação, e de sua mobilização, decorrente de balanço energético negativo nas primeiras semanas pós-parto (JURJANZ et al., 2007; RONCHI & DANIELI, 2007).

Baseando em diversos trabalhos recentemente publicados, Rychen et al. (2014) concluíram que a exposição de ruminantes a POPs via consumo de matrizes contaminadas (*e.g.* solo e forragens) determinará que significativa fração de POPs estará disponível para absorção e certamente resultará na contaminação de produtos originados destes animais. Por outro lado, estes autores relataram que a interrupção da exposição aos POPs promoverá uma fase de descontaminação no ruminante em lactação, diretamente associada à secreção daquele poluente no leite. Conquanto o tempo necessário para que níveis aceitáveis de contaminação no leite sejam atingidos depende de vários fatores (*e.g.* nível inicial de contaminação, produção diária de leite e balanço energético da fêmea lactante), de modo geral, Rychen et al. (2014) consideraram que poucas

semanas fazem-se necessárias para que o processo de descontaminação do leite seja levado a termo. Ademais, estes autores relataram que, aparentemente, o ruminante apresenta intrínseca habilidade para adaptação metabólica à exposição a POPs pelo incremento de sua capacidade de biotransformação destes compostos em outros metabólitos menos hidrofóbicos e, portanto, mais susceptíveis de excreção via urina.

Na Figura 4, Malisch (2000) apresentou as curvas de eliminação de I-TEQ (fator de equivalência tóxica de uma mistura de congêneres de PCDD/Fs) e dos congêneres 2,3,7,8 TCDD e 1,2,3,7,8 PeCDD após remoção da polpa cítrica contaminada da dieta de vacas em uma fazenda da Alemanha. Segundo este autor, a meia-vida de eliminação destes compostos do leite foi de, aproximadamente, 8 a 10 semanas, enquanto que somente ao final de um ano é que suas concentrações retornaram para o nível considerado normal.

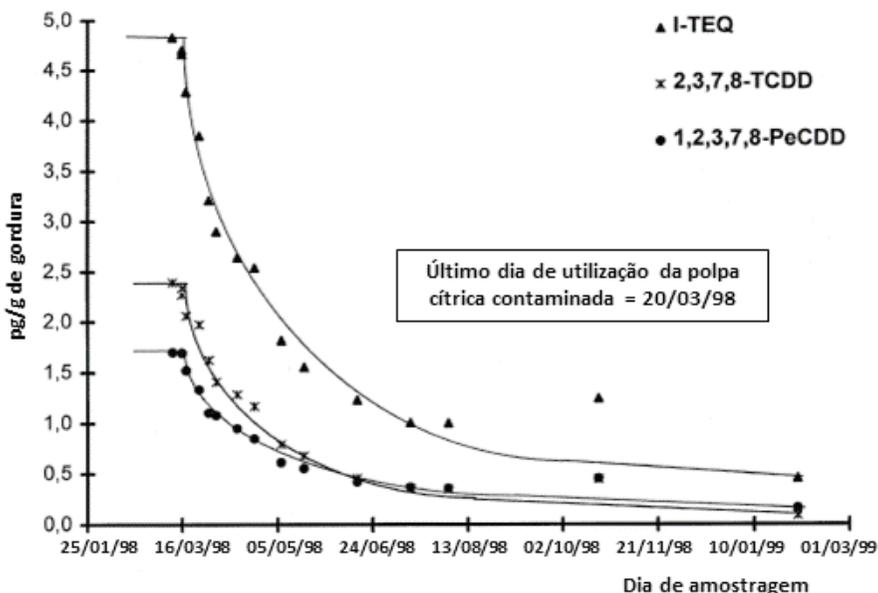


Figura 4. Curvas de eliminação de I-TEQ (fator de equivalência tóxica de uma mistura de congêneres de PCDD/Fs) e dos congêneres 2,3,7,8 TCDD e 1,2,3,7,8 PeCDD após remoção da polpa cítrica contaminada por PDCC/Fs da dieta de vacas em uma fazenda da Alemanha (Fonte: Adaptado de Malisch, 2000).

Em se tratando de bezerros, Rychen et al. (2014) relataram que, os níveis de contaminação desta categoria por POPs são, de modo geral, superiores àqueles observados nas respectivas mães, haja vista que há transferência de POPs, via útero, bem como, após o parto, por meio do leite materno contaminado ingerido. Segundo estes autores, níveis aceitáveis de contaminação podem ser atingidos em função de um mecanismo de diluição do contaminante devido ao incremento no volume de tecido adiposo, decorrente do crescimento destes animais. Evidentemente, que tal descontaminação tecidual será função do nível inicial e da ingestão atual de POPs, bem como da taxa de ganho de peso dos animais, dentre outros fatores. A título de exemplo, em 1998 na Alemanha, Malisch (2000) relatou a contaminação de carne de vitelo por PCDD/Fs haja vista que os bezerros ingeriram leite de vacas que consumiram dieta com inclusão de polpa cítrica contaminada por tais compostos, que foi adquirida do Brasil.

Fatores que modulam a ingestão de solo por ruminantes

Desconsiderando a ingestão de solo relacionada ao sintoma de “apetite depravado” (consumo voluntário), que pode ser considerada de baixa ocorrência em sistemas eficientes de produção de leite e carne a pasto, diversos são os fatores que modulam a quantidade de solo que, potencialmente, pode ser ingerida de modo involuntário por bovinos e ovinos.

Os dois principais mecanismos de ingestão involuntária de solo são consequência natural do processo de pastejo *per se*, quando de forma concomitante ao consumo de pasto, ocorre a ingestão de partículas de solo que encontram-se aderidas às plantas forrageiras, bem como às raízes das mesmas (MAYLAND et al., 1975; GREEN et al., 1996; HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Assim, dentre muitos fatores que modulam a ingestão involuntária de solo por ovinos e bovinos, podem-se citar:

- i) o sistema predominante de alimentação do rebanho (HEALY, 1968a; HERLIN & ANDERSSON, 1996; ROSA et al., 1997), bem como a suplementação volumosa do pasto (BERESFORD & HOWARD, 1991;

- GREEN et al., 1996; JURJANZ et al., 2012);
- ii) a movimentação de animais e de máquinas agrícolas na pastagem (HINTON et al., 1995; GREEN et al., 1996; HERLIN & ANDERSSON, 1996);
 - iii) a espécie/categoria animal (GREEN et al., 1996; HERLIN & ANDERSSON, 1996);
 - iv) o manejo da pastagem no que diz respeito à taxa de lotação (HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY, 1967, 1968a, 1968b; HINTON et al., 1995) e à oferta de forragem (JURJANZ et al., 2012);
 - v) a espécie forrageira (LI et al., 1994; JURJANZ et al., 2012);
 - vi) fatores climáticos como precipitação de chuvas, incidência de ventos e temperaturas ambiente e do solo (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; SUMERLING et al., 1984; LI et al., 1994; VAITHIYANATHAN & SINGH, 1994; HINTON et al., 1995);
 - vii) o tipo de solo (HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY, 1967, 1968b);
 - viii) a estação/mês do ano (FIELD, 1964; HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY, 1967, 1968a, 1973; MAYLAND et al., 1975; FRIES et al., 1982; THORNTON & ABRAHAMS, 1983; ABRAHANS & THORNTON, 1994; GREEN et al., 1996); e
 - ix) a própria variação individual (HEALY, 1968A; JURJANZ et al., 2012).

Sistema de alimentação do rebanho: pastejo *versus* confinamento

De modo geral, animais manejados sob condição de pastejo tendem a ingerir maior quantidade de solo que aqueles mantidos sob confinamento, recebendo dietas baseadas em volumosos conservados (FRIES et al., 1982; HERLIN & ANDERSSON, 1996; ROSA et al., 1997; Anexo 2). A principal razão para isto diz respeito à contaminação do pasto por solo ser, de modo geral, maior quando comparada àquelas observadas em alimentos componentes de dietas típicas de confinamento, conforme exemplificado na Tabela 2.

A altura adotada para corte mecânico da forragem para fornecimento direto no cocho ou para conservação sob a forma de silagem ou feno é, de modo geral, superior à realizada pelo animal sob pastejo e, portanto, menos sujeita a promover a contaminação da planta forrageira com partículas de solo. Ademais, áreas destinadas à produção de volumosos para corte

não estão expostas à contaminação decorrente da movimentação dos animais na pastagem. Por estas supostas razões, bem como pela própria altura do cocho em relação ao nível do solo, é que se observa redução na ingestão involuntária de solo (HEALY, 1967; GREEN et al., 1996) ou no teor de solo nas fezes (HEALY et al., 1967, 1968b) quando suplementos volumosos (*e.g.* silagens, fenos, acesso a piquete com forrageira plantada) são disponibilizados aos animais na pastagem. Neste sentido, Healy (1973) citando diversos autores, e Beresford & Howard (1991) relataram redução na ingestão de solo quando ovinos receberam suplementação volumosa na pastagem em comparação àqueles mantidos com alimentação exclusiva à base de pasto. Healy (1968b) relataram que em fazenda com elevada incidência de desgaste de dentes incisivos de ovinos, a suplementação do pasto com *Brassica oleracea* de julho a setembro reduziu pela metade o teor de solo nas fezes e por dois terços o desgaste dos dentes de ovelhas neste período (Figura 5). Considerando todo o ano, houve redução pela metade do desgaste dos dentes dos animais.

Tabela 2. Teores de solo em alimentos volumosos e concentrados utilizados em dietas de ruminantes.

Alimento	Teor de solo no alimento (% da matéria seca)	Referência
Pasto de forrageiras de clima temperado	0,4 a 0,7	Mayland et al. (1975)
Pasto de <i>Bromus tectorum</i>	13 a 18	
Concentrado	< 0,01 a 0,01	Fries et al. (1982)
Silagem de milho	< 0,01 a 0,20	
Pré-secado	< 0,01 a 0,17	
Feno	< 0,01 a 0,14	
Forragem picada	0,19 a 0,73	
Pasto	0,34 a 2,88	
Pasto (primavera)	5	Arthur III & Alldredge (1982)
Pasto (outono)	44	
Pasto (inverno)	13	
Pasto (maio/1981)	~ 5	Sumerling et al. (1984)
Pasto (setembro/1981)	~ 20	
Pasto	7	Green & Dodd (1988)
Pasto (ago/1986-fev/1989)	~ 5 a ~ 40	Beresford & Howard (1991)
Azevém (<i>Lolium perene</i>) ²	5,77 (3,08 e 2,69) ¹	Li et al. (1994)
Fava (<i>Vicia faba</i>) ²	9,51 (3,01 e 6,50) ¹	

¹Entre parênteses têm-se os teores de solo nas plantas atribuídos à erosão eólica e à ação de gotas de chuva, respectivamente.

²Parcelas instaladas em condição de campo.

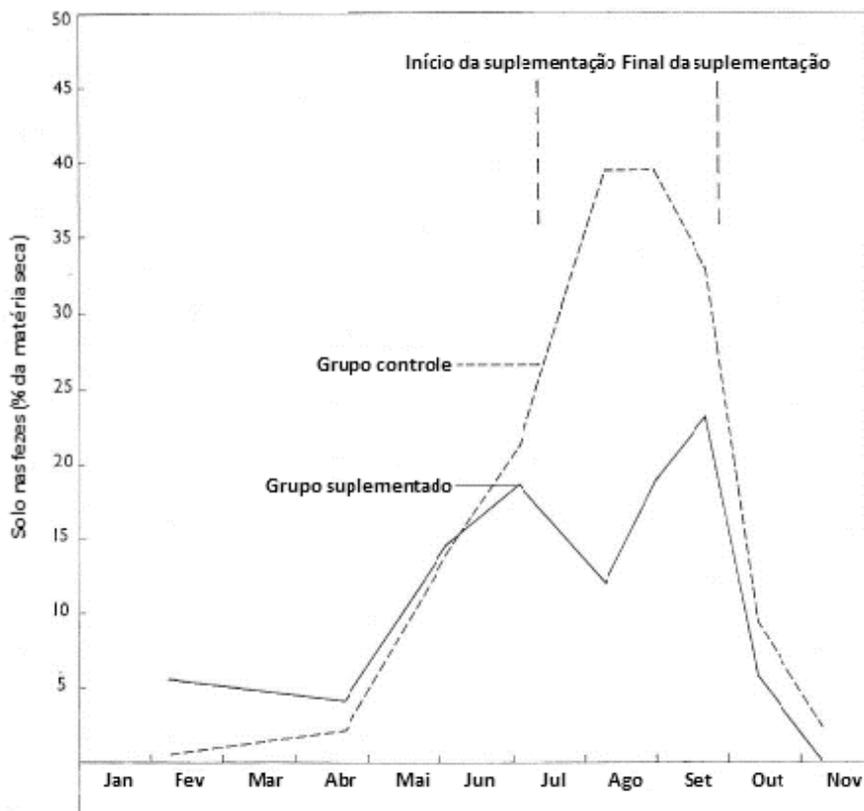


Figura 5. Efeito da suplementação volumosa do pasto (12/07 a 27/09/66) com *Brassica oleracea* sobre o teor de solo nas fezes de ovelhas na Nova Zelândia (Fontes: Adaptado de Healy et al., 1967 e Healy, 1968b).

Em trabalho realizado em pastagens de azevém perene (*Lolium perenne*) suplementado ou não com 8 kg/vaca/dia de matéria seca de uma mistura 7:1 de silagem de milho:farelo de soja (Anexo 2), Jurjanz et al. (2012) relataram que o consumo de solo das vacas que receberam o suplemento foi, aproximadamente, quatro vezes menor em relação àquelas que tiveram o pasto como alimento exclusivo (respectivamente, 1,4% versus 6,1% do consumo de matéria seca; $P < 0,0001$). Segundo estes autores, a suplementação do pasto reduz a exposição das vacas ao consumo de solo, por estar relacionada ao incremento na altura de forragem no pós-pastejo, bem como à redução *per se* do tempo destinado ao pastejo.

Em *free-stalls* onde a exposição ao solo foi devido à sua presença nas camas, Fries et al. (1982) relataram que a ingestão de solo por vacas em lactação foi intermediária entre as observadas nos animais confinados sob piso cimentado, ou naqueles mantidos sob piso não pavimentado, mas sem vegetação (Anexo 2). Herlin & Andersson (1996) discutiram que neste tipo de instalação, a ingestão de solo é provável ser decorrente da deposição de partículas de solo nas narinas, associada ao hábito das vacas de constantemente lambe as mesmas.

Movimentação de animais e de máquinas agrícolas na pastagem

A movimentação dos animais na pastagem durante o processo de pastejo constitui-se importante mecanismo de contaminação de plantas forrageiras por partículas de solo (GREEN et al., 1996). E conforme discutiram Herlin & Andersson (1996), o pastejo realizado por ovinos promove maior deposição de partículas de solo no pasto em relação ao de bovinos. Hinton et al. (1995) avaliaram o efeito da movimentação de ovinos na pastagem sobre a contaminação do pasto por solo (Tabela 3). Estes autores demonstraram que na pastagem sem a presença de ovinos, as deposições de solo na planta inteira e na forragem amostrada sob altura superior a 10 cm do solo foram, respectivamente, duas e quatro vezes menores do que naquelas com as mais elevadas taxas de lotação da pastagem (468 e 624 ovinos/ha/dia). Hinton et al. (1995) também observaram que ao quadruplicar a lotação da pastagem (de 156 para 624 ovinos/ha/dia) houve incremento de 60% na contaminação do pasto com partículas de solo (Tabela 3).

Tabela 3. Efeito da lotação da pastagem sobre o teor de solo na forragem (% da matéria seca) em função da altura amostrada do pasto.

Lotação (nº de ovinos/ha/dia)	Teor de solo no pasto (% da matéria seca) ¹		
	Altura de 2-10 cm	Altura > 10 cm	Planta inteira
0	6,1 ± 1,0 a	0,9 ± 0,1 a	7,0 ± 1,1 a
156	9,1 ± 2,5 ab	1,6 ± 0,2 ab	11,0 ± 2,6 ab
312	9,7 ± 1,7 ab	2,9 ± 0,6 bc	12,6 ± 1,8 ab
468	14,4 ± 1,9 b	4,5 ± 1,0 c	18,9 ± 2,8 b
624	13,0 ± 3,1 ab	4,4 ± 0,5 c	17,5 ± 3,1 b

¹Letras iguais na mesma coluna indicam semelhança ($P > 0,05$) entre médias pelo teste de Bonferroni.

Fonte: Adaptado de Hinton et al. (1995).

Além da movimentação de animais, o revolvimento do solo decorrente da utilização de máquinas e implementos agrícolas na pastagem constitui-se em fator adicional de contaminação das plantas forrageiras com partículas de solo (GREEN et al., 1996; HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Outro fator que pode, potencialmente, promover a contaminação de plantas forrageiras com solo refere-se à altura de corte mecânico das mesmas para fornecimento no cocho ou para produção de volumosos conservados. Neste sentido, Nicol et al. (1976) avaliaram duas alturas de corte mecânico de forragem de clima temperado (8 e 20 cm em relação ao nível do solo) sobre o consumo de solo e seu teor nas fezes de novilhos Angus. Estes autores verificaram maior contaminação com solo, da forragem cortada a 8 cm de altura, indicada pelos maiores teores de cinzas nas fezes (18,9 *versus* 12,1% da matéria seca fecal), bem como pelos maiores consumos calculados de solo nos animais que receberam tal forragem (Anexo 2).

No Texas (EUA), Kirby & Stuth (1980) avaliaram o efeito do método de controle de plantas daninhas sobre a ingestão de solo por novilhos (150-200 kg) em pastagens com forrageiras de clima temperado. De modo geral, o consumo de solo foi maior na pastagem submetida à capina mecânica em comparação às demais (pastagem que não foi capinada e pastagem submetida à capina química) que apresentam resultados semelhantes (Anexo 2).

Espécie e categoria animal

Conquanto não há trabalhos delineados com o objetivo de comparação de consumo de solo por diferentes espécies de ruminantes, nos Anexos 1 e 2 tem-se uma compilação de resultados relatados para ovinos e bovinos.

Além de realizar pastejo mais próximo ao solo, os ovinos apresentam diferente habilidade na seleção de forragem em relação a bovinos (HERLIN & ANDERSSON, 1996). Assim, resultados obtidos de ingestão de solo por uma espécie não são necessariamente aplicáveis à outra (GREEN et al., 1996). Ademais, conforme já apresentado, a movimentação na pastagem decorrente do pastejo realizado por ovinos promove

maior deposição de partículas de solo no pasto em relação ao de bovinos (HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Fries et al. (1982) discutiram que as diferenças no manejo da alimentação das diversas categorias de bovinos determinam o grau de exposição das mesmas ao solo e, por conseguinte, à sua ingestão. Exemplificando esta hipótese a partir de propriedades dos EUA na década de 1980, estes autores relataram que enquanto vacas em lactação eram normalmente mantidas sob confinamento em instalações com piso cimentado ou não pavimentado, mas sem vegetação, novilhas e vacas não lactantes eram, de modo geral, manejadas em pastagens sendo, portanto, mais expostas ao consumo involuntário de solo.

Manejo da pastagem

Dentre os aspectos inerentes ao manejo da pastagem, aqueles que foram mais estudados em relação ao consumo de solo por bovinos e ovinos são a oferta de forragem (kg/vaca/dia de matéria seca de forragem) e a lotação da pastagem. No entanto, fatores outros como cobertura vegetal, período de ocupação de piquetes foram abordados e discutidos em alguns trabalhos.

Em estudo realizado na década de 1980 em fazendas leiteiras comerciais de Michigan (EUA), Fries et al. (1982) relataram que novilhas e vacas não lactantes manejadas em áreas com vegetação esparsa ingeriram maior quantidade de solo em comparação com aquelas mantidas sob condição de pastejo (Anexo 2). Este trabalho pode ser considerado exemplo extremo do quão relevante é a oferta de forragem na pastagem sobre a ingestão involuntária de solo. Assim, de modo geral, o que se observa é maior ingestão de solo à medida que se reduz a massa de forragem na pastagem e/ou aumenta-se a taxa de lotação da mesma (HEALY, 1967).

Em dois trabalhos realizados com forrageiras de clima temperado, Jurjanz et al. (2012) observaram maiores ingestões de solo por vacas Holandes em lactação nas pastagens manejadas com menores ofertas de forragem (Anexo 2). Estes autores discutiram que em pastagens assim manejadas, a altura do resíduo é normalmente baixa, determinando que

o pastejo seja realizado sob altura muito próxima do nível do solo. Isto promove o consumo mais frequente de forragem contaminada por solo, bem como de plantas inteiras com partículas de solo aderidas nas raízes. Em casos extremos, as vacas podem tocar diretamente o solo com a boca e narinas, exacerbando o consumo de solo. Na prática, devemos idealizar o pasto como um “tampão” entre a vaca e o solo.

Na Figura 6, Jurjanz et al. (2012) demonstraram que o consumo de solo foi menor quando ocorreu incremento no consumo total de matéria seca pelas vacas, que foi possível devido à maior oferta de forragem na pastagem. Ademais, estes autores relataram maiores consumos de solo quando a altura de resíduo do pasto foi menor que 50 mm.

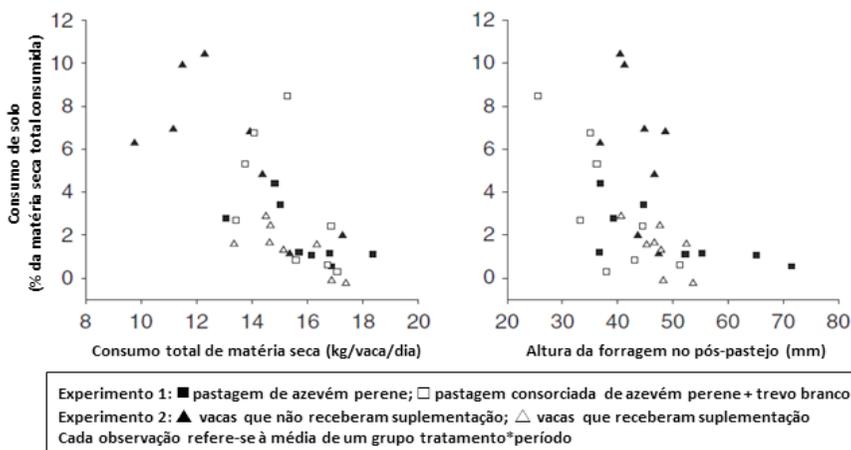


Figura 6. Efeitos do consumo total de matéria seca e da altura da forragem no pós-pastejo sobre o consumo de solo por vacas em lactação (Fonte: Adaptado de Jurjanz et al., 2012).

Trabalhos realizados com ovinos (HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY, 1967, 1973; HINTON et al., 1995) e bovinos (HEALY, 1968a) demonstraram que o incremento na taxa de lotação da pastagem promove aumento no teor de solo nas fezes ou na ingestão *per se* de solo, conforme exemplificado nas Figuras 7 e 8. De modo geral, incrementos na taxa de lotação estão associados à maior movimentação dos animais na pastagem, bem como à redução da oferta de forragem, fatores estes já discutidos como promotores de contaminação da forragem com solo.

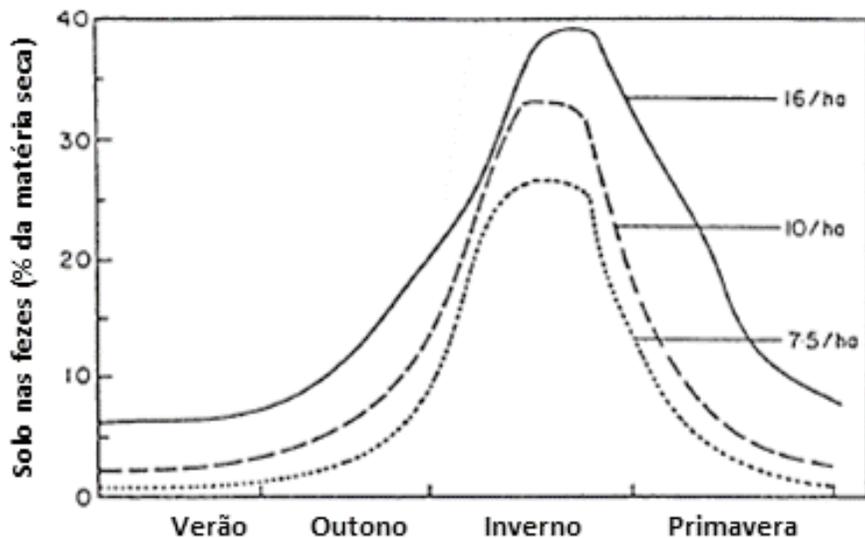


Figura 7. Efeito da taxa de lotação de ovelhas (n°/ha) e da estação do ano sobre o teor de solo nas fezes (% da matéria seca) (Fonte: Adaptado de Healy, 1973).

Healy (1967) relatou maior teor de solo nas fezes de ovelhas não lactantes sob lotação rotacionada (15 ovelhas/acre) em pastagem com período de ocupação dos piquetes de sete dias em comparação com àquela manejada com 28 dias, cuja oferta diária de forragem foi maior.

Outro fator que pode, potencialmente, influenciar o consumo de solo, diz respeito ao tempo decorrido desde a formação da pastagem, pois, conforme discutiram Sumerling et al. (1984), a ingestão direta de partículas de solo aderidas às raízes da planta forrageira ocorre com maior frequência em pastagens recém formadas, onde há menor intensidade de enraizamento das plantas forrageiras.

A cobertura vegetal do solo da pastagem é outro aspecto importante na modulação da contaminação do pasto com solo, uma vez que áreas sem a presença de forragem ou de cobertura morta estão mais expostas à ação desagregadora e dispersante que as gotas de chuva promovem sobre as partículas de solo (HEALY, 1968B; THORNTON & ABRAHANS, 1983).

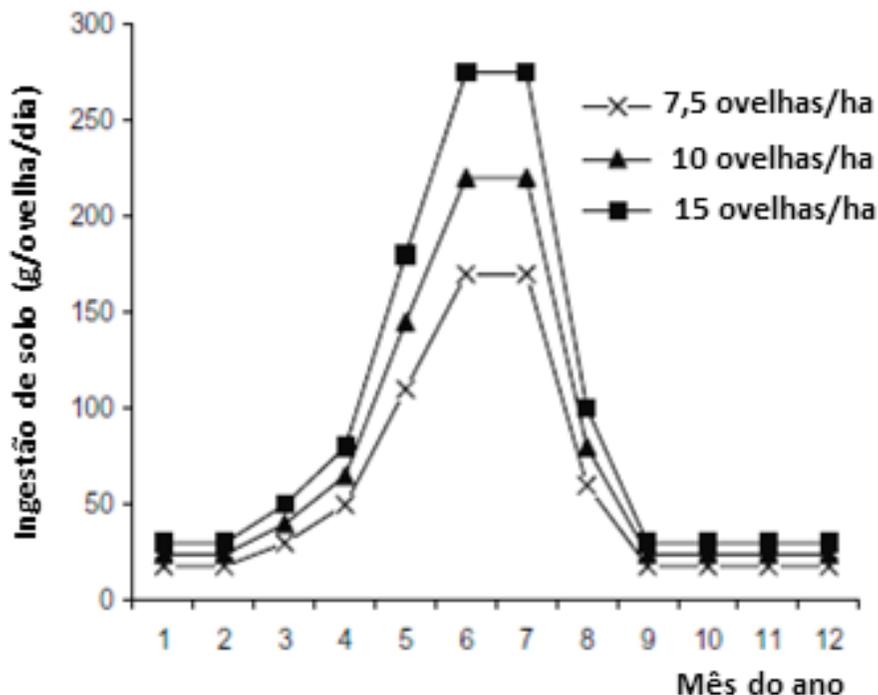


Figura 8. Efeito da taxa de lotação de ovelhas (nº/ha) e do mês do ano sobre a quantidade de solo ingerida (g/dia). Meses de verão = 12, 1 e 2; Outono = 3, 4 e 5; Inverno = 6, 7 e 8; e Primavera = 9, 10 e 11 (Fonte: Adaptado de Loganathan et al., 2008).

Espécie forrageira

Em parcelas instaladas em condições de campo, Li et al. (1994) relataram que os diferentes graus de contaminação por solo (Tabela 2), observados em azevém perene (*Lolium perenne*) e fava (*Vicia faba*), foram associados a diferenças na anatomia das plantas e na arquitetura das folhas destas espécies forrageiras.

Jurjanz et al. (2012) avaliaram, sob arranjo fatorial, o efeito de dois tipos de pastagens (monocultivo de azevém perene *versus* consórcio de azevém perene com trevo branco), manejadas sob duas ofertas de forragem (20 e 35 kg/vaca/dia de matéria seca) sobre a ingestão de

solo por vacas Holandês em lactação. Estes autores relataram interação ($P < 0,001$) entre os fatores estudados, sendo que nas pastagens manejadas sob a maior oferta de forragem, os consumos de solo foram de 1 kg/vaca/dia. Por outro lado, quando a oferta de forragem foi de 20 kg/vaca/dia, maior consumo de solo foi observado pelas vacas manejadas na pastagem consorciada (Anexo 2).

Fatores climáticos

Dentre os fatores climáticos, aqueles mais estudados em relação ao consumo de solo por bovinos e ovinos são a precipitação de chuvas, a incidência de ventos, e as temperaturas ambiente e do solo.

Citando vários trabalhos, Hinton et al. (1995) discutiram que a precipitação de chuvas umedece o solo, reduzindo a ressuspensão de partículas pelo vento, mas, ao mesmo tempo, promove incremento na contaminação das plantas pela ação desagregadora e dispersante das gotas de água sobre as partículas de solo.

Hinton et al. (1995) demonstraram que o efeito da precipitação de chuvas sobre a contaminação do pasto por solo foi mais intenso na forragem coletada sob altura de 2 a 10 cm do que naquela amostrada acima de 10 cm em relação ao nível do solo. Ademais, estes autores relataram que quando ovinos estavam presentes na pastagem, a contaminação do pasto aumentou com o incremento na quantidade precipitada de chuvas. Por outro lado, na pastagem sem a presença de ovinos, foi observado que a contaminação do pasto por solo foi mínima sob maior precipitação de chuvas, que, aparentemente, atuou como mecanismo de lavagem das partículas de solo depositadas na forragem.

Thornton & Abrahams (1983) discutiram que o efeito da intensidade da precipitação pluviométrica em uma pastagem sobre a ingestão de solo por bovinos é modulado por diversos outros fatores e, dentre eles, podem-se citar a textura do solo (*e.g.* solos arenosos são mais propensos à desagregação/dispersão pela água da chuva do que argilosos) e a

presença de cobertura vegetal, esta última atuando como amortecedor na redução da velocidade de impacto das gotas de chuva sobre o solo.

No estudo realizado por Hinton et al. (1995) foi baixa a incidência de ventos, que atuaram mais como mecanismo de remoção de partículas de solo da superfície do pasto, do que de ressuspensão e deposição das mesmas sobre a pastagem. Estes autores estimaram que um aumento na velocidade do vento de 1,4 para 2,8 m/s promoveria um acréscimo de 3% na contaminação do pasto com solo.

Li et al. (1994) estimaram que as contaminações por solo decorrentes da ação de gotas de chuva ou da erosão eólica foram respectivamente, de 68% e 32% para fava, e de 47% e 53% para azevém perene, cultivados em parcelas em condição de campo (Tabela 2).

Vaithyanathan & Singh (1994) realizaram estudo em região tropical árida da Índia para avaliar o efeito de fatores climáticos sobre o consumo involuntário de solo por borregos *Indian Karakul* manejados em pastagem com predominância da gramínea *C₄ Lasiurus syndicus*. Estes autores relataram que a ingestão de solo foi inversamente correlacionada com as temperaturas ambiente ($r = -0,68$; $P < 0,01$) e do solo. Observou-se que sob temperatura do solo superior a 30 °C houve redução na ingestão de solo, pois, provavelmente, os ovinos evitaram consumir a forragem situada mais próxima da superfície quente do solo (Figura 9). Vaithyanathan & Singh (1994) relataram também que a ingestão de solo foi baixa quando a velocidade do vento foi alta, embora não tenha sido obtido relacionamento significativo entre estas duas variáveis. Estes autores ainda discutiram que, aparentemente, não houve efeito da umidade relativa do ar sobre a ingestão de solo pelos ovinos.

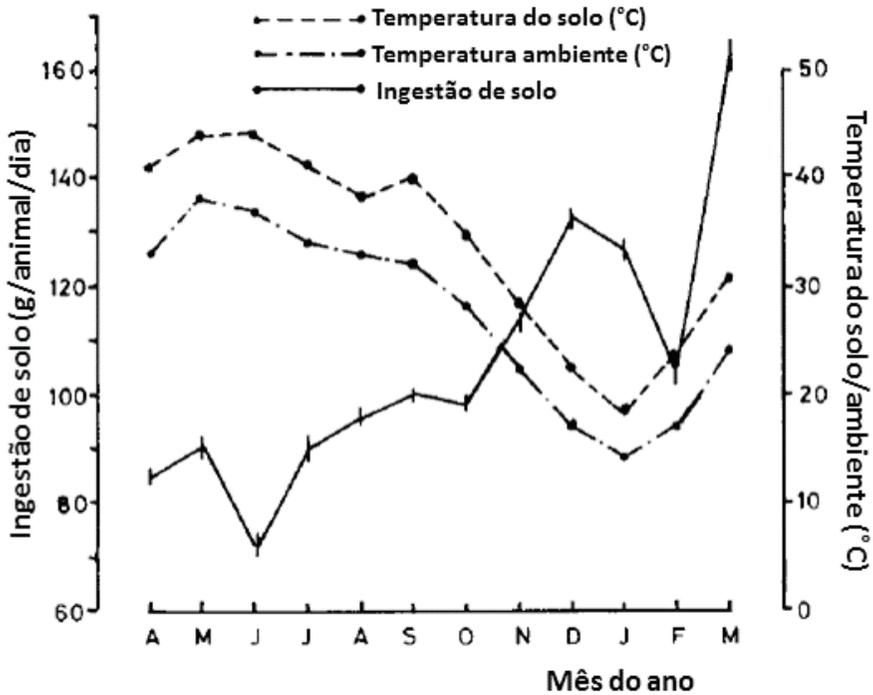


Figura 9. Efeito do mês do ano e das temperaturas ambiente e do solo sobre a ingestão de solo por ovinos em pastagem situada em região tropical árida da Índia (Fonte: Adaptado de Vaithiyathan & Singh, 1994).

Tipo de solo

Segundo Healy (1967, 1968b), o grupo de classificação ao qual determinado solo pertence, desempenha importante papel na modulação do consumo de solo por ovinos. Nestes dois trabalhos foram listados vários tipos de solo, predominantes na produção de ovinos na década de 1960 na Nova Zelândia, em função de sua associação com o maior ou menor teor de solo nas fezes de ovelhas e, por conseguinte, com sua predisposição em proporcionar incremento ou redução na ingestão de solo por estes animais.

Dois aspectos relacionados ao solo, quais sejam, maior umidade e/ou textura mais arenosa, podem, hipoteticamente, facilitar o arranquio da

planta forrageira com raízes durante o pastejo e, por conseguinte, potencialmente promover maior ingestão de solo. Ademais, solos com textura arenosa são mais propensos à desagregação e dispersão promovidas pelo impacto de gotas de chuva do que aqueles argilosos, e, por conseguinte, favorecem maior deposição de partículas de solo nas plantas forrageiras da pastagem.

Ademais, segundo Healy (1967, 1968b), pastagens formadas sobre solos bem drenados, com forte estrutura, apresentam geralmente forragem com baixa contaminação por solo, enquanto que aqueles mal drenados, com estruturas mais fracas, possuem maior potencial de ingestão de solo por ovinos. No entanto, Healy (1968b) alertou que um repentino aumento na ingestão de solo pode também ser decorrente de uma rápida deterioração na estrutura da camada superior do perfil do solo.

Estação/Mês do ano

O efeito da estação do ano sobre o consumo de solo por ovinos (FIELD, 1964; HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY, 1973; VAITHIYANATHAN & SINGH, 1994; SMITH et al., 2009) e bovinos (HEALY, 1968a; MAYLAND et al., 1977; THORNTON & ABRAHANS, 1983; ABRAHANS & THORNTON, 1994) foi demonstrado em vários trabalhos (Anexos 1 e 2). De modo geral, alterações no consumo de solo em função da estação/mês do ano estão associadas a mudanças promovidas por fatores climáticos no balanço entre oferta de forragem e a taxa de lotação implementada na pastagem (HEALY, 1973; THORNTON & ABRAHANS, 1983). Por exemplo, em função da redução da oferta de forragem na pastagem nos meses do outono/inverno observa-se maior ingestão de solo, enquanto o contrário é verificado nos meses da primavera/verão, onde dá-se o crescimento das plantas forrageiras, conforme exemplificado nas Figuras 7, 8 e 10.

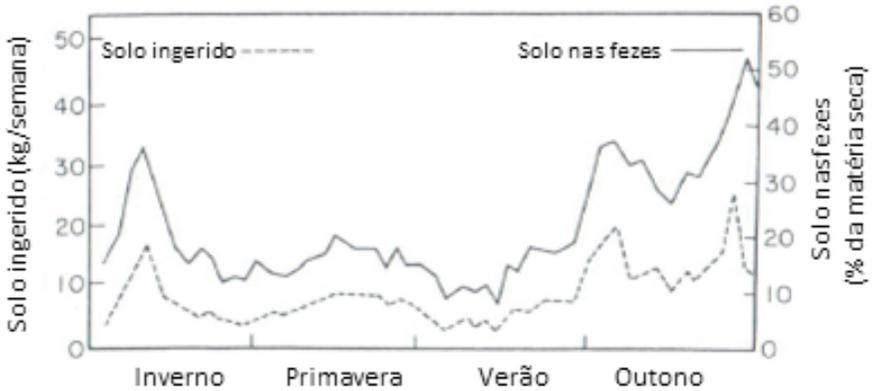


Figura 10. Teor de solo nas fezes (% da matéria seca) e quantidade ingerida de solo (kg/semana) por vacas em função da estação do ano na Nova Zelândia (Fonte: Adaptado de Healy, 1973).

Varição individual

Healy (1968a, 1973) relataram diferenças na ingestão de solo de até duas vezes entre pares de vacas gêmeas idênticas alocadas no mesmo rebanho e sob igual manejo alimentar (Figura 11).

E Jurjanz et al. (2012) relataram elevada amplitude (0% a ~110%) nos coeficientes de variação de consumos de solo (kg/vaca/dia) estimados para vacas em lactação sob idênticas condições de pastejo, indicando existência de grande variabilidade entre animais para esta variável.

Tais informações revestem-se de importância no planejamento de n amostral em experimentos do gênero a serem realizados no futuro.

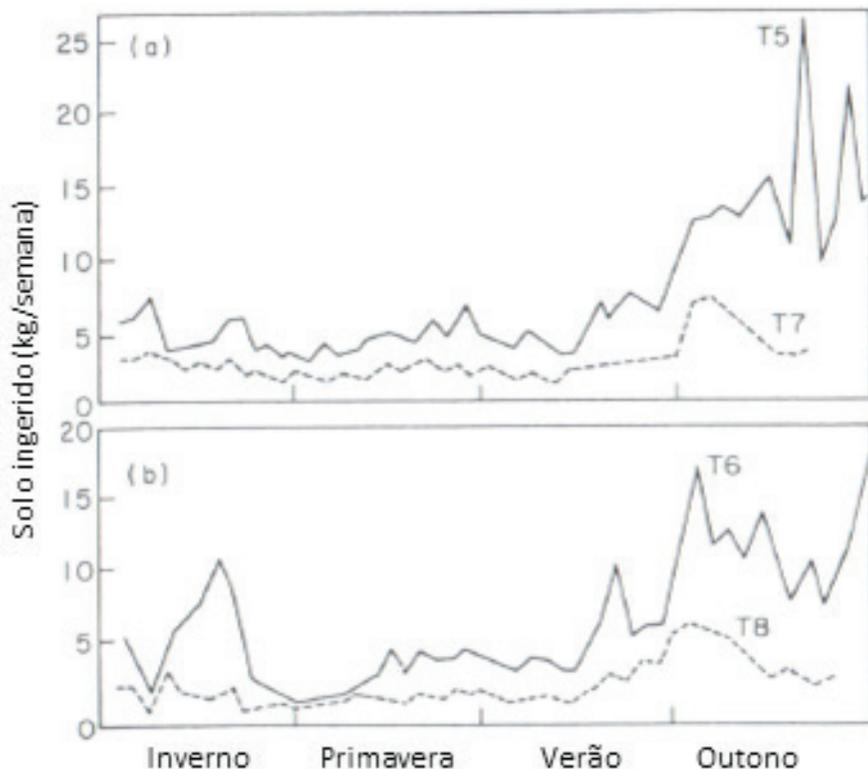


Figura 11. Variação individual no consumo de solo por pares de vacas gêmeas idênticas (T5 e T7; T6 e T8) de rebanhos de parto precoce (a) ou tardio (b) em função da estação do ano na Nova Zelândia (Fonte: Adaptado de Healy, 1973).

Procedimentos para estimação do consumo de solo por bovinos e ovinos

São vários os procedimentos relatados na literatura para estimação do consumo de solo por bovinos e ovinos (HERLIN & ANDERSSON, 1996) e os principais serão brevemente apresentados a seguir.

Método do indicador fecal

Os principais métodos de estimação do consumo de solo são baseados na análise química da concentração fecal de específica substância

naturalmente presente no solo e que não seja absorvida pelas plantas nem digerida/metabolizada pelos animais (HERLIN & ANDERSSON, 1996). Ou seja, tal substância deve apresentar propriedades que a aproximem de um indicador fecal ideal (LOPES, 2007).

Resíduo insolúvel em ácido

O primeiro método proposto para estimação do consumo de solo com base em um indicador fecal foi o do “resíduo insolúvel em ácido”, bastante utilizado na década de 1960 (HEALY & LUDWIG, 1965). No entanto, tal método apresenta limitações nas determinações das concentrações de solo nas fezes e, por conseguinte, nas estimativas de ingestão de solo obtidas (MAYLAND et al., 1975). Segundo Healy (1968a), este método pode ser considerado útil para gerar estimativas anuais de consumo de solo, mas carece de precisão, principalmente sob baixos teores de solo nas fezes, decorrentes de variações nas concentrações de resíduos insolúveis em ácido nas plantas forrageiras.

Titânio (Ti) e Cinzas insolúveis em ácido (CIA)

Atualmente, as principais substâncias utilizadas como indicadores fecais são o elemento Titânio (Ti) e a fração química constituída pelas cinzas insolúveis em ácido (CIA), embora em específicas condições, o Escândio (Sc), determinado por análise de ativação de nêutrons, seja considerado alternativa técnica relevante (LI et al., 1994; HERLIN & ANDERSSON, 1996).

Por estar presente em praticamente todos os tipos de solo e normalmente em elevadas concentrações quando comparadas aos reduzidos teores observados em espécies forrageiras não contaminadas com partículas de solo (Tabela 4), e por não ser absorvido pelas plantas nem metabolizado pelos animais em significativa extensão (GREEN & DODD, 1988; BERESFORD & HOWARD, 1991), o teor de Ti tem sido há muito utilizado como indicador fecal para estimação do consumo de solo por bovinos (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; ABRAHAMS & THORNTON, 1994; ROSA et al., 1997) e ovinos (GREEN et al., 1996; SMITH et al., 2009).

Tabela 4. Concentrações (mg/kg de matéria seca) de Titânio (Ti) em solos e forragens.

Referência	Descrição	[Ti] na forragem	[Ti] no solo
Healy (1968a)	Pastagens com forrageiras de clima temperado (Nova Zelândia)	~ 1	> 2.000
Mayland et al. (1975)	Pastagens naturais com forrageiras de clima temperado; EUA	NI ¹	2.100 a 2.400
Thornton & Abrahams (1983)	Pastagens com forrageiras de clima temperado; Reino Unido	< 10	> 1.000
Fries et al. (1982)	Estudo realizado em fazendas dos estados de Michigan e Maryland (EUA)	NI	1.330 a 8.190
Green & Dodd (1988)	Piquete utilizado por ovinos; pastagem de clima temperado (Reino Unido)	1,3	190
	Piquete utilizado por bovinos; pastagem de clima temperado (Reino Unido)	6,8	2.090
Beresford & Howard (1991)	Pastagem natural formada com forrageiras de clima temperado (Reino Unido)	NI	2.430
	Pastagem formada com azevém perene (<i>L. perene</i>) + trevo branco (<i>Trifolium repens</i>); Reino Unido	NI	2.410
Green et al. (1996)	Pastagem com forrageiras de clima temperado utilizada por ovinos (Reino Unido)	NI	1.570
	Pastagem com forrageiras de clima temperado utilizada por ovinos (Reino Unido)	NI	1.400 a 2.100
Rosa et al. (1997)	Estudo realizado em três fazendas de Poços de Caldas (MG)	NI	1.100 a 2.800
Smith et al. (2009)	Pastagens com forrageiras de clima temperado utilizada por ovinos (Reino Unido)	NI	1.544 a 3.827

¹NI = não informado.

Miller et al. (1976) recomendaram a utilização do Ti como indicador fecal para estimativas de consumo de solo, haja vista que acima de 96% do ⁴⁴Ti administrado oralmente a ovinos foi recuperado nas fezes e nas seções do trato gastrointestinal destes animais, enquanto menos que 0,5% foi absorvido pelos mesmos. Assim, se o Ti presente nas partículas de solo ingeridas não é absorvido quando de sua passagem pelo trato digestivo, então a quantidade de solo consumida pelo ruminante poderia ser estimada a partir das suas concentrações nas fezes e no solo.

Baseando nestas premissas, foi proposta a seguinte equação para a estimacão da quantidade de solo ingerida como porcentagem do consumo total de matéria seca (Solo Ingerido, %CMS):

$$\text{Solo ingerido (\%CMS)} = \frac{(1 - Dig) * Ti_f}{(Ti_s - Dig * Ti_f)} * 100 \quad (i)$$

Onde: Dig = digestibilidade da matéria seca do pasto ou da dieta, conforme o caso (%); e Ti_f e Ti_s = concentrações (mg/kg) de Titânio nas fezes e no solo, respectivamente.

Esta equação tem sido adotada por diversos autores para estimação do consumo de solo por bovinos (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; ABRAHAMS & THORNTON, 1994; ROSA et al., 1997) e ovinos (GREEN et al., 1996; SMITH et al., 2009).

Outro indicador fecal que mais recentemente foi utilizado em estimativas de ingestão de solo por vacas em lactação (JURJANZ et al., 2012) é a CIA, analisada segundo procedimentos descritos por van Keulen & Young (1977).

A equação proposta para o cálculo da ingestão de solo utilizando o indicador fecal CIA é:

$$\text{Solo ingerido (\%CMS)} = \frac{[CIA_d - CIA_f + (CIA_f * Dig)]}{[CIA_d - CIA_s + (CIA_f * Dig)]} \quad (ii)$$

Onde: CIA_d , CIA_f e CIA_s referem-se, respectivamente, às concentrações de CIA (kg/kg de matéria seca) na dieta (ou forragem), nas fezes e no solo.

Conforme pode ser observado nas equações (i) e (ii), a aplicação do método do indicador fecal prescinde da colheita de amostras de solo e de fezes para determinação das concentrações de Ti e CIA.

Jurjanz et al. (2012) realizaram colheita de 20 subamostras de solo por hectare, homoganeamente distribuídas em cada piquete do seu estudo. As subamostras foram colhidas no horizonte A (0 a 5 cm) do

perfil do solo da pastagem, com auxílio de trado com abertura de 8 cm de diâmetro. Após remoção de plantas e raízes, as subamostras foram secadas em temperatura ambiente, sendo as pedras maiores que 2 mm removidas. Posteriormente, as subamostras foram manualmente esfareladas, peneiradas em peneira com abertura de malhas de 1 mm, e armazenadas para análise. Conquanto tal procedimento de amostragem do solo utilizado por Jurjanz et al. (2012) possa ser adotado em experimentos futuros, diversos outros foram descritos na literatura, com variações na profundidade de colheita do solo (*e.g.* 2 cm; 4 cm, 0 a 15 cm etc.), na frequência e quantidade de subamostras por área, no esquema e no equipamento utilizado para amostragem etc. (THORNTON & ABRAHAMS, 1983; BERESFORD & HOWARD, 1991; ABRAHAMS & THORNTON, 1994; SMITH et al., 2009).

Para a colheita de fezes, a principal recomendação refere-se à obtenção de amostras comprovadamente livres de contaminação por solo. Assim, o procedimento de colheita de fezes diretamente do reto dos animais pode ser considerado o mais seguro e, portanto, aquele que deve ser preferencialmente recomendado e utilizado (JURJANZ et al., 2012). No entanto, em diversos trabalhos foram colhidas fezes que já se encontravam depositadas no solo da pastagem. Nestes casos, para fezes de bovinos, por exemplo, alguns autores coletaram a fração superficial (HEALY, 1968a; FRIES et al., 1982; THORNTON & ABRAHAMS, 1983; ABRAHAMS & THORNTON, 1994; ROSA et al., 1997) ou central (MAYLAND et al., 1975) das placas fecais recentemente defecadas na pastagem, tentando evitar, assim, a contaminação por poeira e solo. Para fezes de ovinos, a ausência de contaminação com solo foi certificada visualmente (BERESFORD & HOWARD, 1991; GREEN et al., 1996) ou prevenida pela utilização de espátula de aço inoxidável na amostragem (SMITH et al., 2009) ou mesmo, utilizando bolsas para coleta total de fezes (VAITHIYANATHAN & SINGH, 1994).

Para vacas em lactação manejadas a pasto, o procedimento de amostragem de fezes utilizado por Jurjanz et al. (2012) pode ser perfeitamente aplicável em experimentos futuros. Durante cinco dias consecuti-

vos, estes autores realizaram duas coletas diárias de fezes diretamente no reto das vacas, sempre após os horários de ordenhas. Tais amostras foram, posteriormente, transformadas em compostas por vaca-período, processadas e analisadas quanto ao indicador fecal.

Para determinar a digestibilidade da matéria seca do pasto (Dig), o outro componente das equações (i) e (ii) para estimar o consumo de matéria seca de solo, existem vários métodos propostos na literatura (LOPES, 2007). No entanto, a obtenção de amostras realmente representativas da forragem ingerida pelos animais manejados sob condição de pastejo é uma dificuldade diretamente relacionada à precisão do método de estimativa de consumo de solo por meio de indicadores fecais. Em virtude da seletividade que os herbívoros exercem ao pastejar, existem diferenças entre a composição química da forragem disponível na pastagem e aquela efetivamente consumida pelos animais. Neste sentido, à luz de que o consumo de solo dá-se, principalmente, pela ingestão de partículas de solo que encontram-se aderidas às plantas forrageiras, bem como às raízes das mesmas, recomenda-se a leitura da revisão de Lopes (2007), que traz uma discussão das vantagens competitivas dos principais métodos de amostragem de pasto para posterior determinação da digestibilidade.

Há que se lembrar que na amostra de forragem coletada na pastagem será analisada também a concentração do indicador fecal, que é outro parâmetro das equações (i) e (ii) para estimar o consumo de matéria seca de solo. E ademais, havendo, além do pasto, outros componentes nas dietas experimentais, tais como suplementos volumosos e concentrados, amostras representativas destes alimentos deverão ser adicionalmente obtidas para posterior análise da concentração do indicador fecal e determinação da digestibilidade da matéria seca (FRIES et al., 1982; JURJANZ et al., 2012).

Em função de eventuais limitações de recursos no âmbito do experimento, inerentes à obtenção de amostras dos alimentos componentes da dieta, bem como na determinação *per se* da digestibilidade nos mesmos, em muitos trabalhos optou-se por utilizar valores específicos

como *inputs* das equações (i) e (ii), conforme apresentado nos Anexos 1 e 2. Neste sentido, alguns autores utilizaram valores de digestibilidade da matéria seca baseando-se na literatura (*e.g.* ABRAHAMS & THORNTON, 1994; GREEN et al., 1996; ROSA et al., 1997; SMITH et al., 2009) ou obtidos em estudos prévios realizados na mesma área experimental em que seu trabalho foi realizado (VAITHIYANATHAN & SINGH, 1994).

No estudo de Jurjanz et al. (2012) foi realizada uma análise de sensibilidade com o objetivo de verificar a magnitude de redução da acurácia na estimativa de ingestão de solo, quando os valores de *input* de determinadas variáveis eram alterados (– e +) em 5%, 10%, 20% e 50% (Tabela 5). Este tipo de estudo faz-se importante, pois indica aquelas variáveis que, por serem mais sensíveis em provocar significativas mudanças nas estimativas finais de consumo de solo, devem receber especial atenção em cada etapa metodológica relacionada à sua obtenção.

Os resultados deste estudo mostraram que as variáveis com potencial para promover as mais significativas perdas na acurácia das estimativas de consumo de solo foram a digestibilidade do pasto, principalmente, mas também as concentrações do indicador fecal (*i.e.* CIA) no solo, nas fezes e no pasto.

Justificando que o teor de CIA no solo pouco variou entre piquetes, conforme verificado pelos baixos coeficientes de variação (CV) observados (CV = 0,3%, $n = 8$ e CV = 1%, $n = 12$, respectivamente, nos Exp. 1 e 2), e considerando que o procedimento de coleta de fezes diretamente no reto das vacas é eficaz em evitar a contaminação das mesmas com solo, Jurjanz et al. (2012) discutiram que as concentrações de CIA no solo e nas fezes apresentaram baixo potencial em promover significativa alteração na estimativa de consumo de solo (Tabela 5).

Tabela 5. Análise de sensibilidade da estimativa de ingestão de solo por vacas em lactação manejadas em pastagens com forrageiras de clima temperado (Fonte: Adaptado de Jurjanz et al., 2012).

Variável <i>input</i>	Distúrbio simulado ¹									
	-50%	-20%	-10%	-5%	0	5%	10%	20%	50%	
Valor que foi alterado para <i>input</i> da variável										
Concentração de CIA nas fezes ²		153	162	171	180	189	198	207		
Concentração de CIA no pasto ²	10	16	18	19	20	21	22	24	30	
Concentração de CIA no solo ²		748	792	836	880	924	968	*		
Digestibilidade da matéria seca do pasto		0,567	0,634	0,667	0,70	0,733	0,767	0,833		
Consumo de matéria seca de pasto (kg/vaca/dia)		12,8	14,4	15,2	16,0	16,8	17,6	19,2		
Estimativa do consumo de matéria seca de solo (kg/vaca/dia)										
Concentração de CIA nas fezes ²		0,57	0,64	0,71	0,78	0,85	0,92	0,99		
Concentração de CIA no pasto ²	1,00	0,87	0,82	0,80	0,78	0,75	0,73	0,68	0,55	
Concentração de CIA no solo ²		0,95	0,89	0,83	0,78	0,73	0,69			
Digestibilidade da matéria seca do pasto		1,32	1,05	0,91	0,78	0,64	0,50	0,23		
Consumo de matéria seca de pasto (kg/vaca/dia)		0,62	0,70	0,74	0,78	0,81	0,85	0,93		

¹A condição padrão "0" indica a ausência de distúrbio, com o consumo estimado de matéria seca de solo sendo de 0,78 kg/vaca/dia.

²CIA = cinzas insolúveis em ácido (g/kg de matéria seca).

*valor que não pode ser obtido.

Por outro lado, em função de potencial ocorrência de contaminação por solo no momento de colheita da amostra de forragem na pastagem, a concentração de CIA no pasto pode afetar a estimativa de consumo de solo em magnitude que não pode ser negligenciada. Por exemplo, uma contaminação da amostra de pasto com 1% de solo seria suficiente para promover incremento aproximado de 50% em seu teor de CIA, o que acarretaria em ~30% de subestimação do consumo de solo (Tabela 5). Em síntese, criterioso procedimento de amostragem do pasto deve ser alvo de permanente preocupação por parte do pesquisador.

Por fim, Jurjanz et al. (2012) relataram que a digestibilidade do pasto foi a variável que apresentou maior potencial para promover alteração na estimativa de consumo de solo. Com base nos dados da Tabela 5, estes autores exemplificaram que uma diferença de $\pm 5\%$ no valor de digestibilidade da matéria seca do pasto determinado no laboratório promoveria um erro aproximado de 18% na estimativa de consumo de solo (*i.e.* $\pm 0,14$ kg/vaca/dia; Tabela 5). Neste sentido, cuidado especial deve ser dedicado ao procedimento de amostragem do pasto, bem como às etapas de processamento das amostras e de determinação da digestibilidade da matéria seca.

Outros métodos de estimativa de consumo de solo

A seguir, nas equações (iii), (iv) e (v) são apresentados três métodos de estimativa de consumo de solo, também baseados em análises do elemento Ti.

Healy (1968a) utilizou a seguinte equação para estimativa do consumo de solo por vacas:

$$\% \text{ de solo nas fezes} = \frac{100 * C_{solo}}{(C_{solo} + MO_{fecal})} \quad \text{(iii)}$$

Onde: C_{solo} = consumo de solo (libras/vaca/semana); MO_{fecal} = produção de matéria orgânica fecal (libras/vaca/semana).

Neste trabalho, a porcentagem de solo nas fezes foi obtida indiretamente por meio de curva-padrão, de análises de Ti realizadas por espectroscopia por fluorescência em raios X, em amostras de fezes preparadas com conhecidas quantidades de solo. Este procedimento foi também utilizado nos trabalhos de Mayland et al. (1975, 1977) e de Nicol et al. (1976).

Para estimar a ingestão de um específico elemento presente no solo, Russell et al. (1985) citados por Beresford & Howard (1991), propuseram a utilização de uma equação que dispensa a necessidade da obtenção de amostra da dieta/forragem para determinação da digestibilidade da matéria seca:

$$F = \frac{(Ti_f * E_s)}{(E_f * Ti_s)} \quad (\text{iv})$$

Onde: F = % do consumo do elemento decorrente da ingestão de solo; e E_s e E_f referem-se às concentrações do elemento no solo e nas fezes, respectivamente.

E Fries et al. (1982) utilizaram as seguintes equações para estimar o consumo de solo por vacas e novilhas:

$$\text{Solo ingerido (\%CMS)} = \frac{100 * 0,4 * F_s}{(100 - 0,6 * F_s)} \quad (\text{v})$$

Onde: F_s é a porcentagem de solo nas fezes, obtida em laboratório, por meio da equação: $F_s = (10 * C_{sp} * C_f) / C_s$, sendo C_{sp} a porcentagem de cinza de solo no pélete (determinada a partir de uma curva-padrão, de análises de Ti por espectroscopia por fluorescência em raios X), enquanto que C_f e C_s são, respectivamente, as porcentagens de cinzas nas fezes e solos. O valor 0,6 refere-se à digestibilidade que foi assumida pelos autores para a dieta. Neste método, não há necessidade de análise das concentrações de Ti no solo e nas fezes. Fries et al. (1982) ainda obtiveram a seguinte equação para estimar F_s de modo alternativo, qual seja, $F_s = 0,69 * C_f - 5,1$ ($r^2 = 0,62$).

Em trabalho realizado com objetivo de estudar o efeito da contaminação do solo com PCBs sobre sua concentração no leite de vacas na Sibéria, Mamontova et al. (2007) utilizaram a seguinte equação para estimação do consumo de solo:

$$\text{Solo ingerido (g/vaca/dia)} = \frac{\text{LipPCBs} * \text{ProdLeite} * \text{LipLeite}}{365 * \text{SoloPCBs} * r} \quad (\text{vi})$$

Onde: LipLeite = concentração de PCBs na fração lipídica do leite (ng/g de lipídios), sendo no trabalho utilizado o leite coletado no outono; ProdLeite = produção anual de leite das vacas (kg/vaca/ano) em determinada região (no trabalho variou de 1.727 a 4.558 kg/vaca/ano); LipLeite = teor de lipídios do leite (g/kg de leite); valor de 365 = correção da unidade de ano para dias; SoloPCBs = concentração de PCBs no solo (ng/g de solo); e r = fator de transferência de PCBs em vacas, assumido ser de 0,8, com base na literatura.

Ingestão de solo *versus* estimativas de consumo de pasto com utilização de indicador externo

Conquanto diversas sejam as substâncias relatadas na literatura que podem ser utilizadas como indicador externo para estimação da produção fecal e, por conseguinte, para determinação do consumo de pasto por ruminantes, todas apresentam alguma limitação de cunho técnico, prático e/ou mesmo financeiro (LOPES, 2007). Por apresentar vantagens competitivas em relação a outros indicadores externos, o dióxido de Titânio (TiO₂) vem sendo bastante empregado em pesquisas com ovinos e bovinos manejados em sistemas confinados ou sob condição de pastejo (FERREIRA et al., 2009; GLINDEMANN et al., 2009; SANTOS et al., 2014; HELLWING et al., 2015). No entanto, a utilização do TiO₂ como indicador externo para estimação da produção fecal de ruminantes a pasto foi questionada por Pérez-Ramírez et al. (2012). A preocupação destes autores justifica-se, pois, conforme compilado nos Anexos 1 e 2, os ruminantes ingerem solo e este, de modo geral, apresenta elevada concentração de Ti (Tabela 4).

De modo geral, os cálculos para estimação da produção de matéria seca fecal (PF, kg/animal/dia) e do consumo de matéria seca de pasto (CMS_{pasto} , kg/animal/dia) são realizados com equações semelhantes àquelas apresentadas por Lopes (2007), quais sejam:

$$PF = \left(\frac{Q_{\text{indicador}}}{F_{\text{indicador}}} \right) * RR * 1.000 \quad (\text{vii})$$

$$CMS_{\text{pasto}} = \frac{PF}{(100 - Dig_{\text{pasto}})} \quad (\text{viii})$$

Onde: $Q_{\text{indicador}}$ = Quantidade administrada de indicador externo (g/animal/dia); $F_{\text{indicador}}$ = concentração do indicador externo nas fezes (mg/kg na matéria seca); RR = taxa de recuperação do indicador externo (normalmente em experimentos com ovinos e bovinos a pasto, assume-se ser igual a 1); 1.000 = correção da unidade para kg; e Dig_{pasto} = digestibilidade da matéria seca do pasto (%).

Assim, ao utilizar o TiO_2 como indicador externo, valores estimados de consumo de pasto podem ser obtidos com erro, cuja magnitude será função da quantidade ingerida deste indicador via consumo de solo. Ou seja, se o termo $Q_{\text{indicador}}$ da equação (vii) não considerar a contribuição de TiO_2 decorrente da ingestão de solo, haverá então subestimativa da produção fecal, já que a concentração de Ti nas fezes é reflexo da quantidade total consumida de TiO_2 , quer seja ela administrada via indicador externo ou eventualmente ingerida via solo.

Em trabalhos realizados no Brasil, observam-se importantes diferenças nos teores de TiO_2 em função do tipo de solo, bem como do local e da profundidade em que o mesmo foi amostrado, conforme exemplificado na Tabela 6. Ressalte-se que o solo que eventualmente pode ser ingerido por ovinos e bovinos, refere-se àquele presente no horizonte superficial da pastagem.

Tabela 6. Teores de dióxido de Titânio (TiO₂) em diversos tipos de solos de três estados do Brasil, em função da profundidade de amostragem.

Referência	Descrição ¹	Teor de TiO ₂
Verdade (1961) ² (solos do estado de São Paulo)	272 (0 a 20 cm)	
	749 (0 a 15 cm)	1,3
	T 2382 (0 a 10 cm)	
	734 (0 a 15 cm)	5,9
	497 (0 a 5 cm)	1,7
	T 2386 (0 a 25 cm)	4,2
	288, 190, 329 e 345 (0 a 30 cm)	0,8 a 1,0
	Gxbd (0 a 7 cm) e (7 a 20 cm)	8,3 e 18,4
	PAd (0 a 12 cm)	26,1
	Gxbd (0 a 8 cm) e (8 a 24 cm)	4,1 e 5,9
Melo et al. (2006) ³ (solos do estado de Roraima)	PAd (0 a 14 cm) e (14 a 25 cm)	4,1 e 6,4
	LAd 0 a 6 cm) e (6 a 22 cm)	20,6 e 20,1
	LAd 0 a 10 cm) e (10 a 18 cm)	18,3 e 20,4
	Pad (0 a 14 cm)	12,3
	Pad (0 a 10 cm) e (10 a 23 cm)	10,6 e 9,8
	Ex17 (0 a 15 cm)	2,7
	Ex19 (0 a 25 cm)	3,5
	Ex06 (0 a 26 cm)	2,0
	Ex15 (0 a 15 cm)	1,4
	P02 (0 a 9 cm) e (9 a 22 cm)	8,0 e 12,0
Carvalho Filho (2008) ³ (solos do estado de Minas Gerais)	Ex14 (0 a 10 cm)	7,4
	III RCC-1MC (0 a 12 cm)	21,5
	P04 (0 a 17 cm)	5,1
	P09 (0 a 12 cm)	11,0
	P33 (0 a 18 cm)	9,4
	Ex02 (0 a 21 cm)	9,7
	P01 (0 a 21 cm)	3,3
	P25 (0 a 22 cm)	6,6
	P36 (0 a 8 cm)	7,4
	P37 (0 a 22 cm)	4,3
P16 (0 a 10 cm)	11,1	
P21 (0 a 13 cm)	23,2	

¹Código de campo dado ao solo pelo autor. Entre parênteses, tem-se a profundidade de amostragem; ²Teor de TiO₂ no solo expresso em % da terra fina seca ao ar; ³Teor de TiO₂ no solo expresso em g/kg.

Em pastagens com histórico de utilização de TiO_2 como indicador externo por longo período, há que se estar atento ao eventual incremento na concentração desta substância no solo, consequência de sua excreção nas fezes dos ruminantes para os quais ela foi administrada. Tal preocupação justifica-se, haja vista relato de contaminação deste tipo quando óxido crômico (Cr_2O_3) foi continuamente utilizado como indicador externo para estimação de consumo de pasto (SPRINKLE et al., 1995). Teoricamente, ao empregar o TiO_2 como indicador fecal, tal tipo de contaminação seria mais prejudicial em pesquisas visando a avaliação do consumo de pasto do que para aquelas que objetivem a estimação da ingestão de solo.

Digno de nota, Dinali (2014) relatou elevada concentração de terras raras, principalmente de Cério (Ce) e Lantânio (La), em fertilizantes fosfatados, bem como em gesso agrícola, comercializados no Brasil. A aplicação contínua de tais insumos em pastagens pode promover incremento nos teores destes elementos no solo e comprometer resultados de pesquisas de nutrição de ruminantes, já que estas terras raras são frequentemente utilizadas como indicadores externos para estimação de parâmetros de cinética de fluxo de partículas e de produção fecal (BERNARD & DOREAU, 2000). Ressalte-se que os maiores teores de Ce e La, respectivamente, 1.677 e 958 mg/kg, foram observados em amostra de fosfato bicálcico, que é ingrediente comum de suplementos minerais de ruminantes e, portanto, em função do objetivo da pesquisa, sua utilização como componente da dieta deve ser cuidadosamente avaliada.

Estratégias para redução da contaminação de lácteos e carnes de ruminantes

Considerando o conjunto de trabalhos consultados que disponibilizaram estimativas de consumo de solo, exceto por dois deles (VAITHIYANATHAN & SINGH, 1994; ROSA et al., 1997), todos os demais foram realizados com ruminantes manejados em condições de clima temperado, sendo a grande maioria publicada há mais de 20 anos (Anexos 1 e 2).

Assim, muitas das estratégias apresentadas nestes trabalhos visando minimizar o consumo involuntário de solo podem não ser perfeitamente aplicáveis para os atuais sistemas de produção de bovinos e ovinos, bem como para aqueles instalados no ambiente tropical.

Ademais, deve-se ressaltar que os contaminantes de solo que outrora foram pesquisados, comparados a outros descobertos mais recentemente, podem não ser atualmente prioritários em termos de relevância ambiental e de importância para a saúde animal e humana, embora, não por esta razão, devam ser negligenciados.

A despeito de tudo isto, pode-se dizer que as potenciais estratégias para redução do consumo involuntário de solo que, em sua grande maioria, foram simplesmente sugeridas nos vários trabalhos consultados nesta revisão antes do que, de fato, implementadas e sua eficácia cientificamente comprovada, podem ser válidas e orientadoras para recomendações técnicas e estudos futuros, independente do contaminante em questão.

A seguir tem-se breve exposição de potenciais estratégias para redução da contaminação de leite e carne de ruminantes, agrupadas em duas categorias, quais sejam: i) Estratégias relacionadas à redução do consumo de solo *per se*; e ii) Estratégias relacionadas à redução da exposição dos ruminantes a potenciais contaminantes.

Estratégias relacionadas à redução do consumo de solo *per se*

Tais estratégias referem-se, principalmente, à adoção de práticas de manejo das pastagens, que sabidamente têm implicação direta na redução do consumo de solo por ruminantes. Assim, conforme visto no tópico “**Fatores que modulam a ingestão de solo por ruminantes**”, pode-se destacar: a suplementação do pasto; o manejo adequado da oferta de forragem e da lotação da pastagem; e adicionalmente a estas, a recuperação de pastagens degradadas.

Para reduzir o consumo de solo por ovinos e bovinos, diversos autores recomendaram a utilização da suplementação volumosa do pasto por

meio do fornecimento de silagens e fenos (BERESFORD & HOWARD, 1991; SMITH et al., 2009; JURJANZ et al., 2012) ou por permitir o acesso dos animais a áreas com forrageiras plantadas (HEALY, 1968b; Figura 5). Tal suplementação pode ser realizada de modo programado, por exemplo, como aquela tradicionalmente praticada nos meses de outono/inverno, quando há inevitável redução na produção de forragem na pastagem, decorrente de fatores climáticos desfavoráveis. No entanto, suplementações estratégicas do pasto também devem estar previstas no plano de alimentação do rebanho, quando eventualmente a oferta de forragem na pastagem é reduzida (*e.g.* ocorrência de veranico, ataque de doenças ou pragas de pastagens etc.).

Evidentemente, que a adoção de boas práticas de produção de volumosos conservados (*e.g.* regulação de altura de corte; otimização do tráfego de máquinas agrícolas na lavoura; evitar, na medida do possível, realizar práticas agrônômicas ou o próprio corte da forragem quando o solo encontrar-se excessivamente úmido; observar práticas conservacionistas do solo etc.) devem ser permanente preocupação por parte da gestão da propriedade rural, visando evitar o fornecimento para os animais de alimentos volumosos excessivamente contaminados com partículas de solo.

Outra estratégia de extrema importância e que visa a redução no consumo involuntário de solo diz respeito ao adequado manejo da pastagem em termos da oferta de forragem e da lotação animal, conforme recomendação de vários autores para ovinos (HEALY & LUDWIG, 1965; HEALY, 1967, 1973; HINTON et al., 1995; SMITH et al., 2009) e bovinos (HEALY, 1968a; JURJANZ et al., 2012). Conquanto não há trabalhos na literatura tropical neste sentido, Jurjanz et al. (2012) avaliaram pastagens formadas com forrageiras de clima temperado e relataram maiores consumos de solo por vacas em lactação quando a altura de resíduo do pasto foi menor que 5 cm (Figura 6), demonstrando a praticidade desta ferramenta de manejo da pastagem como indicativa de risco de maior ingestão de solo.

O teor de solo nas fezes ou ainda, de determinada fração química fecal (e.g. CIA) pode ser utilizado como indicador do momento ideal de retirada dos animais da pastagem ou de redução da lotação da mesma, com o objetivo de prevenir o consumo involuntário de solo. Por exemplo, Healy et al. (1967) relataram que o desgaste dos dentes de ovinos torna-se evidente quando teor de 20% de solo nas fezes é atingido. Estes autores utilizaram tal valor como indicador do momento crítico para início da suplementação volumosa do pasto, visando redução do consumo de solo. Trabalhando com vacas em lactação em pastagens formadas com forrageiras de clima temperado, Jurjanz et al. (2012) obtiveram bom relacionamento entre as concentrações fecais de CIA e de cinzas ($CIA = 0,872 * Cinzas - 60,2; r^2 = 0,92$), ressaltando que o teor de cinzas nas fezes é mais facilmente analisado do que o de CIA. Segundo estes autores, a amostragem das fezes de algumas vacas poderia fornecer indicativo do nível de consumo de solo do rebanho em determinada pastagem, sendo que o teor de 300 g de cinzas/kg de matéria seca fecal poderia ser aquele utilizado como indicativo de elevado consumo de solo.

Convém ressaltar a importância de um adequado plano de mineralização do rebanho ao longo do ano, com o contínuo fornecimento de misturas minerais adquiridas de fornecedores fidedignos, fabricadas a partir de fontes com comprovada qualidade, que respeitem os limites de garantia informados no rótulo, e que atendam às exigências de micro e macroelementos das diversas categorias animais. Tais cuidados fazem-se necessários para evitar episódios de “apetite depravado”, quando grande quantidade de solo pode ser ingerida pelos animais.

A observância de outros aspectos relacionados ao manejo de pastagens pode contribuir para minimizar o consumo involuntário de solo. Por exemplo, no Brasil é comum em sistemas de pastejo rotacionado, o produtor de leite adotar os pastejos “de ponta” e “de repasse”, utilizando categorias animais com diferentes exigências nutricionais. Teoricamente, em função da gramínea e da altura de resíduo do pasto, o “pastejo de repasse” pode ser considerado como apresentando maior

predisposição em promover a ingestão involuntária de solo. Assim, em pastagens formadas sob solos com suspeita ou com eventual presença de contaminantes, sugere-se que o “pastejo de repasse” não seja realizado por vacas em lactação, evitando assim, a contaminação do leite produzido. Neste caso, poder-se-ia utilizar bovinos em crescimento, cujo prazo para abate ou para produção futura de leite poderia permitir uma diluição do contaminante na carne a níveis aceitáveis para consumo humano ou mesmo a descontaminação total.

Recomenda-se ao técnico ou produtor de leite que realize inspeções periódicas nas pastagens, visando identificar áreas com potencial de promover maior ingestão involuntária de solo e, assim, poder tomar medidas corretivas, principalmente se o local apresentar histórico de contaminação. Conforme visto no tópico “Manejo da pastagem”, pastagens recém-formadas (SUMERLING et al., 1984) ou aquelas com algum grau de degradação ou com falhas na cobertura vegetal (THORNTON & ABRAHANS, 1983), bem como aquelas com áreas sujeitas a inundações periódicas ou com predominância de solos mais arenosos devem ser prioritariamente motivo de permanente preocupação.

Estratégias relacionadas à redução da exposição dos ruminantes a potenciais contaminantes

A fase de planejamento para formação de novas pastagens pode ser considerada como de fundamental importância para reduzir a exposição dos ruminantes a potenciais contaminantes. Assim, deve-se evitar áreas cujos solos apresentem histórico de potencial contaminação com metais pesados ou POPs. Também deve-se estar atento à presença de grandes indústrias dos ramos petroquímico, siderúrgico, metalúrgico, cimenteiro, de produção de fertilizantes etc., ou de autoestradas com fluxo intenso de veículos, na proximidade da área onde será formada a pastagem. A CETESB publicou valores “de referência”, “de alerta” e “de intervenção” para concentração de diversos metais pesados em solos, para serem utilizados como orientadores no gerenciamento da qualidade de solos agrícolas do estado de São Paulo (CASARINI et al., 2001). Da mesma forma, têm-se em BRASIL (2009) valores orientadores para qualidade de solos com relação às concentrações de metais pesados e POPs.

Ademais, na formação, bem como na manutenção da pastagem, outro aspecto importante refere-se à aplicação de fertilizantes fosfatados. Neste sentido, deve-se preferencialmente utilizar aqueles com comprovadas baixas concentrações de metais pesados como, por exemplo, de Flúor (F) e Cd, evitando assim o acúmulo destes e de outros elementos no solo da pastagem (WILKINSON et al., 2003; BIZARRO et al., 2008; LOGANATHAN et al., 2008; JIAO et al., 2012).

Mamontova et al. (2007) aconselharam evitar a utilização de pastagens contaminadas por PCBs para produção de leite, e relataram que a aração poderia promover uma diluição na concentração de PCBs, consequência da mistura da camada superior do solo com aquela mais profunda e menos contaminada por estes compostos.

A transferência de bovinos ou ovinos que encontram-se em pastagens contaminadas com metais pesados, radioisótopos ou POPs, para locais isentos de contaminação, constitui-se eficiente medida para reduzir o acúmulo destes poluentes no organismo animal (WARD et al., 1978 - Figura 2; HOWARD et al., 1995, 2001).

A água de irrigação utilizada em áreas agrícolas de produção de alimentos para ruminantes ou aplicada diretamente na pastagem deve ser também motivo de permanente preocupação quanto à presença de contaminantes e, havendo alguma suspeita, análises específicas devem ser realizadas nesta matriz (BARBER et al., 2005; NEJATOLAHI et al., 2014), visando a adoção de providências que fizerem-se necessárias.

No Brasil, a aplicação de lodo de esgoto vem sendo realizada em áreas para produção de milho e cana de açúcar, bem como de outras gramíneas forrageiras utilizadas na formação de pastagens e na alimentação de ruminantes (TRANNIN et al., 2005; BARBOSA & TAVARES FILHO, 2006; BETTIOL & CAMARGO, 2006; RIGO et al., 2014; BONINI et al., 2015; CASTRO et al., 2015). Por ser o resíduo gerado nos processos de tratamento de esgoto sanitário, sua composição química e microbiológica é bastante variável e dependente de muitos fatores. Devido à potencial presença de diferentes classes de contaminantes,

como metais pesados (*e.g.* As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn etc.), poluentes orgânicos (*e.g.* POPs), além de agentes patogênicos, o lodo de esgoto apresenta risco à saúde humana, animal e à segurança do meio ambiente. Por outro lado, com o crescente aumento de aglomerados urbanos, o lodo de esgoto pode tornar-se importante passivo ambiental, já que é o principal resíduo do tratamento de esgoto sanitário. Ademais, dada a oportunidade, agregada de vantagens ambientais, para sua utilização como fonte de matéria orgânica e de nutrientes na agricultura, faz-se necessária a normatização visando estabelecer procedimentos seguros para aplicação agrícola deste biossólido na agricultura (BRASIL, 2006a; SAITO, 2007). No Brasil, para utilização de lodo de esgoto em pastagens, deve-se estar atento às Resoluções no 375 e 380 do Conama - Conselho Nacional Do Meio Ambiente (BRASIL, 2006a, 2006b), as quais definem critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. No Artigo 12 da Resolução no 375 lê-se: **“É proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens...”**, enquanto que no Parágrafo 1º do referido Artigo há a seguinte recomendação: **“Em solos onde for aplicado lodo de esgoto ou produto derivado, as pastagens poderão ser implantadas após um período mínimo de 24 meses da última aplicação”**. Diversos outros procedimentos normativos para utilização de lodo de esgoto na agricultura estão apresentados nestas resoluções, e a sua não observação sujeita o infrator às penas e sanções legais previstas.

Em função da dose aplicada, a contínua incorporação de resíduos orgânicos, tais como dejetos de suínos (GIROTTI et al., 2010; VEIGA et al., 2012; TIECHER et al., 2013; LOURENZI et al., 2014; PENHA et al., 2015; LOURENZI et al., 2016) e lodo de curtume compostado (ARAÚJO et al., 2016) em pastagens ou em áreas utilizadas para culturas anuais foi relatada promover incremento na concentração de diversos metais pesados potencialmente tóxicos (*e.g.* Al, Cr, Cu, Mg e Zn) na camada superficial do solo, razão pela qual, a utilização destes tipos de fertilizantes deve ser acompanhada de permanente monitoramento da qualidade do solo.

Outro importante aspecto que reduz a exposição dos ruminantes a metais pesados potencialmente tóxicos, POPs e radioisótopos diz respeito ao fornecimento aos mesmos, de alimentos seguros com relação à presença destes contaminantes. Ademais, havendo detecção de algum contaminante em determinado alimento, este deve ser removido da dieta dos animais, visando a descontaminação do leite e carne (HOWARD et al., 2001; RYCHEN et al., 2014). Evidentemente que tal cuidado não aplica-se somente aos volumosos (pasto, silagens, fenos, capins picados etc.), mas também a suplementos concentrados e misturas minerais. Por exemplo, em trabalho realizado no Brasil, Gomes et al. (2013) verificaram que as fontes de P utilizadas na fabricação de diversas marcas comerciais de mistura mineral poderiam ser parcialmente responsáveis pela contaminação do leite pelos metais pesados Pb, Cr e Cd. Nos EUA, Fries et al. (1982) relataram ocorrência de contaminação em rebanhos do estado de Michigan que consumiram suplementos concentrados em que PBBs foram acidentalmente adicionados no preparo dos mesmos. Na Alemanha, a causa de contaminação de manteiga, leite e carne bovina por PCDD/Fs em 1997-1998 foi a cal utilizada na fabricação de lotes de polpa cítrica adquirida do Brasil e incluída na alimentação de bovinos (MALISCH, 2000). Segundo estes autores, a biodisponibilidade dos PCDD/Fs na polpa cítrica pode ser considerada similar àquela observada em forragem que sofreu deposição atmosférica destes contaminantes. A título de exemplo, para a congênera 2,3,7,8-TCDD, o fator de transferência da polpa cítrica para a gordura do leite foi, em média, de 0,58.

Howard et al. (2001) relataram que a utilização de aditivos adsorventes (*e.g.* bentonita, hexacianoferratos) na dieta de ruminantes atua reduzindo a absorção do ¹³⁷Cs e sua circulação no organismo destes animais.

Para o caso específico de solos contaminados com radioisótopos, Howard et al. (1995, 2001) e Nesterenko & Neskerenko (2009) listaram diversas contramedidas de cunho agrônomo que podem ser adotadas para prevenir e/ou reduzir os níveis de contaminação do leite.

Monitoramento da concentração de específicos contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes

Este monitoramento compreende a adoção articulada de um conjunto de estratégias implementadas para identificar contaminações pontuais de lácteos e carnes de ruminantes, possibilitando a adoção de medidas corretivas e preventivas para solução do problema. Ele objetiva a redução da exposição humana e animal aos contaminantes no curto prazo, bem como a manutenção desta exposição para níveis seguros no médio e longo prazo (MALISCH & DILARA, 2007). Segundo estes autores, a estratégia da União Europeia para reduzir a presença de dioxinas e PCBs na alimentação animal e humana compreende medidas legislativas embasadas em três pilares:

- i) estabelecimento de rigorosos, mas viáveis, limites máximos destes POPs em alimentos componentes das dietas humana e animal;
- ii) estabelecimento de “níveis de ação”, funcionando como ferramenta para alerta precoce de que os limites máximos permissíveis estão próximos; e
- iii) estabelecimento de “níveis alvo”, ao longo do tempo, para que a maior parte da população europeia não seja exposta aos POPs.

Em 1997 foi criada uma força-tarefa emergencial (*“emergency quality control study”*) para rastrear a causa do inesperado incremento, identificado por meio de monitoramento de rotina, nos níveis de contaminação por PCDD/Fs em leite, manteiga e carne bovina na Alemanha e Holanda. Laboratórios integrantes de programa interlaboratorial de controle de qualidade foram mobilizados para análise destes alimentos, bem como de ingredientes e de insumos utilizados nos sistemas de produção, visando rastrear o foco da contaminação. Após diversos estudos, a polpa cítrica adquirida do Brasil e que era utilizada como componente da dieta dos rebanhos das várias propriedades rurais inspecionadas foi considerada a causa principal para entrada dos contaminantes nas cadeias produtivas. Um dos resultados alcançados por esta força-tarefa foi o estabelecimento, pela União Europeia, do limite máximo de PCDD/Fs

permitido na polpa cítrica (500 pg de I-TEQ/kg) destinada à alimentação de ruminantes, válido desde agosto de 1998 (MALISCH, 2000).

As estratégias de monitoramento de contaminantes em alimentos para consumo humano e animal compreendem a adoção articulada de diversas ações, tais como:

- i) inventário qualitativo e quantitativo dos contaminantes em função das matrizes;
- ii) estabelecimento dos limites máximos permitidos para cada tipo de contaminante em lácteos e carnes de ruminantes destinados ao consumo humano, por meio de estudos específicos;
- iii) estabelecimento dos limites máximos permitidos de cada tipo de contaminante em alimentos componentes da dieta de ruminantes e, potencialmente em insumos diversos utilizados nos sistemas de produção;
- iv) inspeções periódicas como parte de programas oficiais de monitoramento de contaminantes, realizadas por meio de coletas e análises de amostras (lácteos, carnes, ingredientes dietéticos e outros insumos) em laboratórios credenciados e integrantes de programas de controle interlaboratorial de qualidade; e
- v) adoção de medidas corretivas, preventivas e de políticas públicas para redução da exposição humana aos contaminantes (MALISCH, 2000).

Como exemplo de medida extrema adotada para reduzir a exposição humana a alimentos contaminados com níveis de POPs acima dos limites permissíveis pela legislação, Rychen et al. (2014) relataram que, como consequência de três incidentes ocorridos em 2001, 2008 e 2011, mais de 8.000 bovinos foram abatidos e descartados na França.

Outras medidas que têm sido relatadas são:

- a) proibição da comercialização seguida de descarte de lácteos e carnes comprovadamente contaminados por metais pesados, POPs ou radioisótopos (HOWARD et al., 1995; MALISCH, 2000; RYCHEN et al., 2014);

- b) em áreas sujeitas à contaminação por metais pesados, evitar o abate de animais mais velhos e, por conseguinte, de comercialização de sua carne e, principalmente, de específicos órgãos onde tais metais são preferencialmente depositados (e.g. rins, fígado etc.), devido ao potencial maior acúmulo dos mesmos em função do prolongamento da vida útil dos animais e, por conseguinte, da oportunidade para ingestão destes contaminantes, via solo e alimentos (WARD et al., 1978; WILKINSON et al., 2003);
- c) proibição da comercialização de alimentos componentes da dieta de ruminantes cujos limites legais permissíveis de contaminação sejam atingidos (MALISCH, 2000; HOWARD et al., 2001); e
- d) alterar a capacidade de uso de áreas contaminadas por radioisótopos, de produção de leite para carne (HOWARD et al., 1995), visando diluir os níveis de contaminação via incremento da massa corporal (RYCHEN et al., 2014).

No Brasil, a Instrução Normativa nº 42, de 20/12/1999 (BRASIL, 1999) instituiu o Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Animal (PNCRC/Animal), enquanto a Instrução Normativa nº 13, de 15/07/2015 (BRASIL, 2015), regulamentou os Subprogramas de Monitoramento e Exploratório do PNCRC/Animal. O PNCRC/Animal é uma ferramenta de gerenciamento de risco do Mapa, com o objetivo de promover a garantia de qualidade do sistema de produção de alimentos de origem animal, e estabeleceu limites de referência para diversos tipos de contaminantes como, por exemplo, metais pesados (As, Cd, Hg e Pb) e diversos POPs em matrizes como leite, além de gordura, músculos, rins e fígado de bovinos, ovinos e caprinos.

Considerações finais

Os trabalhos com resultados de ingestão de solo por ruminantes sob condição de pastejo consultados na presente revisão foram, em sua maior parte, realizados em condições de clima temperado, sendo a grande maioria publicada há mais de 20 anos. Desta constatação

depreende-se a necessidade premente de realização de pesquisas com tal objetivo em sistemas de produção de leite e carne de ruminantes, instalados no ambiente tropical.

Ademais, novas descobertas de efeitos prejudiciais à saúde, decorrentes da exposição humana a diversos contaminantes, têm sido cada vez mais disponíveis na literatura. No entanto, fazem-se igualmente necessárias pesquisas que objetivem associar a ingestão destes poluentes, via consumo involuntário de solo contaminado nas pastagens, com sua transferência para alimentos das cadeias produtivas do leite e da carne de ruminantes criados em sistemas de produção que adotem práticas atuais de manejo do rebanho.

Todos estes estudos revestem-se de grande relevância para a saúde humana, animal e ambiental já que, a partir de seus resultados, medidas corretivas e preventivas podem ser implementadas nos diversos elos das cadeias produtivas, bem como políticas públicas e de ordem legislativa podem ser adotadas para minimizar e evitar a comercialização e o consumo de alimentos contaminados.

Em estudo recente realizado na França, Jurjanz et al. (2012) fizeram uma projeção, com base nos resultados obtidos em seu trabalho, de que a ingestão involuntária de solo pelas vacas de um sistema de produção intensiva de leite a pasto poderia alcançar 500 kg/ha/ano de matéria seca de solo! Tal valor, por si só, dá a dimensão da importância do problema e indica a necessidade urgente de estudos no Brasil e no mundo nesta revisitada, mas, ao mesmo tempo, atual e emergente linha de pesquisa.

Referências bibliográficas

ABRAHAM, P. W.; THORNTON, I. The contamination of agricultural land in the metalliferous province of southwest England: implications to livestock. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 48, p. 125-137, 1994.

AISLABIE, J.M.; RICHARDS, N. K.; BOUL, H. L. Microbial degradation of DDT and its residues - A review. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 40, p. 269-282, 1997.

ALCOCK, R. E.; JONES, K. C. "New" organic compounds in the environment. **Atmospheric Environment**, v. 33, p. 1645-1646, 1999.

ALKMIM FILHO, J. B.; GERMANO, A.; DIBAI, W. J. S. et al. Heavy metals investigation in bovine tissues in Brazil. **Food Science and Technology**, v. 34, p. 110-115, 2014.

ALMEIDA, F. V.; CENTENO, A. J.; BISINOTI, M. C. et al. Substâncias tóxicas persistentes (STP) no Brasil. **Química Nova**, v. 30, p. 1976-1985, 2007.

AMMERMAN, C. B.; VALDIVIA, R.; ROSA, I. V. et al. Effect of sand or soil as a dietary component on phosphorus utilization by sheep. **Journal of Animal Science**, v. 59, p. 1092-1099, 1984.

ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; SOUZA, L. C. P. et al. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II - Formas e disponibilidade para plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1889-1897, 2009.

ARAÚJO, A. S. F.; LIMA, L. M.; MELO, W. J. et al. Soil properties and cowpea yield after six years of consecutive amendment of composted tannery sludge. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 38, p. 407-413, 2016.

ARTHUR III, W. J.; ALLDREDGE, A. W. Importance of plutonium contamination on vegetation surfaces at rocky flats, Colorado. **Environmental and Experimental Botany**, v. 22, p. 33-38, 1982.

ASHRAF, M. A.; YUSOFF, I.; KHAN, A. M. Fate and transport of radiocesium (¹³⁷Cs) in terrestrial environment. In: WORLD CONGRESS ON ADVANCES IN CIVIL, ENVIRONMENTAL, AND MATERIAL

RESEARCH (ACEM14), 14., 2014. Busan. **Proceedings...** Busan, Korea: Seoul National University, 2014. 12 p. (CD-ROM). Disponível em: <http://www.i-asem.org/publication_conf/acem14/4.EST/M4D.3.ES304_884F-2.pdf>. Acesso em: 04 Ago. 2016.

ASSIMAKOPOULOS, P. A.; DIVANES, K.; PAKOU, A. A. et al. Radiostrontium transfer to sheep's milk as a result of soil ingestion. **The Science of the Total Environment**, v. 172, p. 17-20, 1995.

ASSIMAKOPOULOS, P. A.; IOANNIDES, K. G.; KARAMANIS, D. T. et al. Radiocaesium transfer to sheep's milk as a result of soil ingestion. **The Science of the Total Environment**, v. 136, p. 3-24, 1993a.

ASSIMAKOPOULOS, P. A.; IOANNIDES, K. G.; KARAMANIS, D. T. et al. Time dependence of the transfer factor of ^{137}Cs from surface soil to plants. **The Science of the Total Environment**, v. 138, p. 309-315, 1993b.

ASSIMAKOPOULOS, P. A.; IOANNIDES, K. G.; PAKOU, A. A. The propagation of the Chernobyl ^{131}I impulse through the air-grass-animal-milk pathway in Northwestern Greece. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 295-305, 1989.

AVANCINI, R. M.; SILVA, I. S.; ROSA, A. C. S. et al. Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul - Brazil. **Chemosphere**, v. 90, p. 2408-2413, 2013.

BARBER, J. L.; SWEETMAN, A. J.; VAN WIJK, D. et al. Hexachlorobenzene in the global environment: Emissions, levels, distribution, trends and processes. **Science of the Total Environment**, v. 349, p. 1-44, 2005.

BARBOSA, G. M. C.; TAVARES FILHO, J. Uso agrícola do lodo de esgoto: influência nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 27, p. 565-580, 2006.

BELLI, M.; BLASI, M.; CAPRA, E. et al. Ingested soil as a source of ^{137}Cs to ruminants. **The Science of the Total Environment**, v. 136, p. 243-249, 1993.

BERESFORD, N. A. The transfer of Ag-110m to sheep tissues. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 81-90, 1989.

BERESFORD, N. A.; HOWARD, B. J. The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. **The Science of the Total Environment**, v. 107, p. 237-254, 1991.

BERNARD, L.; DOREAU, M. Use of rare earth elements as external markers for mean retention time measurements in ruminants. **Reproduction Nutrition Development**, v. 40, p. 89-101, 2000.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 394 p.

BILANDŽIĆ, N.; ĐOKIĆ, M.; SEDAK, M. et al. Trace element levels in raw milk from northern and southern regions of Croatia. **Food Chemistry**, v. 127, p. 63-66, 2011.

BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciência Rural**, v. 38, p. 247-250, 2008.

BONINI, C. S. B.; ALVES, M. C.; MONTANARI, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 388-393, 2015.

BRADLEY, E. J.; WILKINS, B. T. Influence of husbandry on the transfer of radiocaesium from feed to milk during the winter that followed the Chernobyl reactor accident. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 119-128, 1989.

BRAMLEY, R. G. V. Cadmium in New Zealand agriculture. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 33, p. 505-519, 1990.

BRASIL. Ministério da Agricultura e do Abastecimento/Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa n. 42, de 20 de dezembro de 1999. Anexo I. Plano Nacional de Controle e Resíduos em Produtos de Origem Animal**. Brasília, 1999. 51p. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/servlet/VisualizarAnexo?id=11049>>. Acesso em: 24 Mar. 2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento/Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa n. 13, de 15 de julho de 2015**. Diário Oficial da União, Seção 1, n. 136, p. 5-12. 20 de julho de 2015. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/legislacao/IN13.pdf>. Acesso em: 18 Jul. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n. 375. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados**. Brasília, 2006a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 25 Jul. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n. 380. Retifica a Resolução CONAMA 375/06**. Brasília, 2006b. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2006_380.pdf>. Acesso em: 25 Jul. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009**. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 19 Ago. 2016.

CARDIS, E.; HOWE, G.; RON, E. et al. Cancer consequences of the Chernobyl accident: 20 years on. *Journal of Radiological Protection*, v. 26, p. 127-140, 2006.

CARRUTHERS, V. R. Effect of bentonite on incidence of bloat, milk production, and mineral status in dairy cows. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, v. 28, p. 221-223, 1985.

CARVALHO FILHO, A. **Solos em ambientes do Quadrilátero Ferrífero (MG) e aptidão silvicultural dos Tabuleiros Costeiros.** 2008. 245 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Tese+Amaury+de+Carvalho+Filho_000g0fyr902wx5mgv.pdf> . Acesso em: 02 Ago. 2016.

CASARINI, D. C. P.; DIAS, C. L.; LEMOS, M. M. G. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2001. 247 p. (CETESB. Série Relatórios Ambientais).

CASTRO, A. L. F. G.; SILVA, O. R.; SCALIZE, P. S. Cenário da disposição do lodo de esgoto: uma revisão das publicações ocorridas no Brasil de 2004 a 2014. **Multi-Science Journal**, v. 1, p. 66-73, 2015.

CHOPPIN, G. R.; LILJENZIN, J.; RYDBERG, J. Behavior of radionuclides in the environment. In: CHOPPIN, G. R.; LILJENZIN, J.; RYDBERG, J. (Ed.). **Radiochemistry and Nuclear Chemistry**. 3. ed. Woburn, EUA: Butterworth-Heinemann, 2002a. p. 642-673. Doi: 10.1016/B978-075067463-8/50022-4.

CHOPPIN, G. R.; LILJENZIN, J.; RYDBERG, J. Radionuclides in nature. In: CHOPPIN, G. R.; LILJENZIN, J.; RYDBERG, J. (Ed.). **Radiochemistry and Nuclear Chemistry**. 3. ed. Woburn, EUA: Butterworth-Heinemann, 2002b. p. 94-122. Doi: 10.1016/B978-075067463-8/50005-4.

CHRASTNÝ, V.; KOMÁREK, M.; HÁJEK, T. Lead contamination of an agricultural soil in the vicinity of a shooting range. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 162, p. 37-46, 2010.

COSTA, M. C. R.; DAMILANO, C. R.; VASCONCELLOS, A. et al. Diagnóstico ambiental de área industrial contaminada por metais pesados. **Revista Biociências**, v. 14, p. 51-61, 2008.

COSTERA, A.; FEIDT, C.; MARCHAND, P. et al. PCDD/F and PCB transfer to milk in goats exposed to a long-term intake of contaminated hay. **Chemosphere**, v. 64, p. 650-657, 2006.

DINALI, G. S. **Elementos terras raras em materiais derivados da indústria de fosfatos no Brasil**. 2013. 107 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/1717/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_Elementos%20terra%20raras%20em%20materiais%20derivados%20da%20ind%C3%BAstria%20de%20fosfatos%20no%20Brasil.pdf>. Acesso em: 02 Ago. 2016.

DUARTE-DAVIDSON, R.; JONES, K. C. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the UK population: estimated intake, exposure and body burden. **The Science of the Total Environment**, v. 151, p. 131-152, 1994.

EAKINS, J. D.; LALLY, A. E.; CAMBRAY, R. S. et al. Plutonium in sheep faeces as an indicator of deposition on vegetation. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 1, p. 87-105, 1984.

ESPER NETO, M.; BATISTA, M.A.; INOUE, T.T. et al. Atributos químicos de um Latossolo Vermelho distroférico após aplicação de efluente alcalino da indústria farmacêutica. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, p. 3037-3046, 2016.

FEIDT, C.; OUNNAS, F.; JULIEN-DAVID, D. et al. Relative bioavailability of soil-bound polychlorinated biphenyls in lactating goats. **Journal of Dairy Science**, v. 96, p. 3916-3923, 2013.

FERREIRA, M. A.; VALADARES FILHO, S. C.; MARCONDES, M. I. et al. Avaliação de indicadores em estudos com ruminantes: digestibilidade. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 1568-1573, 2009.

FIELD, A. C. The intake of soil by the grazing sheep. In: MEETING OF THE NUTRITION SOCIETY, 23., Edinburgh, 1964. **Proceedings...** Edinburgh: Edinburgh School of Agriculture, 1964. p. xxiv-xxv. (Abstracts of Communications). Disponível em: <http://journals.cambridge.org/download.php?file=%2FPNS%2FPNS23_02%2FS0029665164000222a.pdf&code=d561f349e36866369a01ec5fab104dcd>. Acesso em: 02 Ago. 2016.

FILIZOLA, H. F.; PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F. et al. Contaminação dos solos em áreas agrícolas. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J. R. R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 79-86.

FIRSAKOVA, S. K. Effectiveness of countermeasures applied in Belarus to produce milk and meat with acceptable levels of radiocaesium after the Chernobyl accident. **The Science of the Total Environment**, v. 137, p. 199-203, 1993.

FLEMING, G. A. Soil ingestion by grazing animals; a factor in sludge-treated grassland. In: DAVIS, R. D.; HAENI, H.; L'HERMITE, P. (Ed.). **Factors influencing sludge utilisation practices in Europe**. Essex: Elsevier Applied Science Publishers, 1986. p. 43-50.

FOCANT, J. F.; EPPE, G.; PIRARD, C. et al. Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in Belgian foodstuffs. Assessment of dietary intake. **Chemosphere**, v. 48, p. 167-179, 2002.

FRIES, G. F.; MARROW, G. S.; SNOW, P. A. Soil ingestion by dairy cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 65, p. 611-618, 1982.

GILBERT, R. O.; ENGEL, D. W.; ANSPAUGH, L. R. Transfer of aged $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am , and ^{137}Cs to cattle grazing a contaminated arid environment. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 53-62, 1989.

GIROTTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G. et al. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 955-965, 2010.

GLINDEMANN, T.; TAS, B. M.; WANG, C. et al. Evaluation of titanium dioxide as an inert marker for estimating faecal excretion in grazing sheep. **Animal Feed Science and Technology**, v. 152, p. 186-197, 2009.

GOMES, A. C. S.; LINDINO, C. A.; GONÇALVES JR., A. C. et al. Determinação de Cd, Cr e Pb no leite e na alimentação bovina do Brasil. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 72, p. 211-218, 2013.

GRACE, N. D.; ROUNCE, J. R.; LEE, J. Effect of soil ingestion on the storage of Se, vitamin B12, Cu, Cd, Fe, Mn, and Zn in the liver of sheep fed lucerne pellets. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 39, p. 325-331, 1996.

GREEN, N.; DODD, N. J. The uptake of radionuclides from inadvertent consumption of soil by grazing animals. **The Science of the Total Environment**, v. 69, p. 367-377, 1988.

GREEN, N.; JOHNSON, D.; WILKINS, B. T. Factors affecting the transfer of radionuclides to sheep grazing on pastures reclaimed from the sea. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 30, p. 173-183, 1996.

GREEN, N.; WILKINS, B. T.; DAVIDSON, M. F. et al. The transfer of Plutonium, Americium and Technetium along the soil-pasture-cow pathway in an area of land reclaimed from the sea. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 21, p. 35-47, 1995.

HASSAN, A. ul.; TABINDA, A. B.; ABBAS, M. et al. Organochlorine and pyrethroid pesticides analysis in dairy milk samples collected from cotton growing belt of Punjab, Pakistan. **Pakistan Journal of Animal Science**, v. 51, p. 321-325, 2014.

HEALY, W. B. Ingestion of soil by dairy cows. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 11, p. 487-499, 1968a.

HEALY, W. B. Nutritional aspects of soil ingestion by grazing animals. In: BUTLER, G. W.; BAILEY, R. W. (Ed.). **Chemistry and biochemistry of herbage**. London: Academic Press Inc. Ltd., 1973. v. 1, p. 567-588.

HEALY, W. B. Ingestion of soil by sheep. In: **Proceedings of New Zealand Society of Animal Production**, v. 27, p. 109-120, 1967. Disponível em: <<http://www.nzsap.org/system/files/proceedings/1967/ab67015.pdf>>. Acesso em: 02 Ago. 2016.

HEALY, W. B. The influence of soil type on ingestion of soil by grazing animals. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 9., 1968, Adelaide. **Transactions...** Adelaide: International Society of Soil Science/Angus & Robertson, 1968b. v. 3, p. 437-445.

HEALY, W. B.; CUTRESS, T. W.; MICHIE, C. Wear of sheep's teeth IV. Reduction of soil ingestion and tooth wear by supplementary feeding. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 10, p. 201-209, 1967.

HEALY, W. B.; LUDWIG, T. G. Wear of sheep's teeth I. The role of ingested soil. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 8, p. 737-752, 1965.

HEALY, W. B.; McCABE, W. J.; WILSON, G. F. Ingested soil as a source of microelements for grazing animals. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 13, p. 503-521, 1970.

HECK, M. C.; SANTOS, J. S.; BOGUSZ JUNIOR, S. et al. Estimation of children exposure to organochlorine compounds through milk in Rio Grande do Sul, Brazil. **Food Chemistry**, v. 102, p. 288-294, 2007.

HELLWING, A. L. F.; LUND, P.; WEISBJERG, M. R. et al. Comparison of methods for estimating herbage intake in grazing dairy cows. **Livestock Science**, v. 176, p. 61-74, 2015.

HERLIN, A. H.; ANDERSSON, I. **Soil ingestion in farm animals. A review**. Lund: JBT/SLU, 1996, 38 p. (JBT/SLU. Rapport 105).

HERRERA NUÑEZ, E. G.; PERUGINI, M.; ESPOSITO, M. et al. Sheep milk as a potential indicator of environmental exposure to dioxin-like polychlorinated biphenyls (dl-PCBs). **Small Ruminant Research**, v. 106S, p. S49-S53, 2012.

HINTON, T. G.; STOLL, J. M.; TOBLER, L. Soil contamination of plant surfaces from grazing and rainfall interactions. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 29, p. 11-26, 1995.

HOWARD, B. J. A comparison of radiocaesium transfer coefficients for sheep milk and muscle derived from both field and laboratory studies. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 189-198, 1989.

HOWARD, B. J.; BERESFORD, N. A.; GABRIELE, V. Countermeasures for animal products: a review of effectiveness and potential usefulness after an accident. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 56, p. 115-137, 2001.

HOWARD, B. J.; BERESFORD, N. A.; KENNEDY, V. H. et al. **A review of current knowledge of the transfer of radiostrontium to milk and possible countermeasures**. Cumbria: Merlewood Research Station, 1995, 65 p. (Merlewood Research Station. Project No: T07051q1, MAFF Contract no: 1B043, Final Report). Disponível em: <<http://nora>.

merc.ac.uk/501477/1/Howard%20et%20al.%20A%20review%20of%20current%20knowledge%20of%20the%20transfer%20of%20radiostrontium%20%28MAFF%29.pdf > . Acesso em: 04 Ago. 2016.

HOWARD, B. J.; LINDLEY, D. K. Aspects of the uptake of radionuclides by sheep grazing on an Estuarine Saltmarsh. 2. Radionuclides in sheep tissues. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 2, p. 199-213, 1985.

HÜLSTER, A.; MARSCHNER, H. Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and fodder crop plants. **Chemosphere**, v. 27, p. 439-446, 1993.

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N. et al. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, p. 60-72, 2014.

JIAO, W.; CHEN, W.; CHANG, A. C. et al. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. **Environmental Pollution**, v. 168, p. 44-53, 2012.

JOHANSON, K. J.; KARLEN, G.; BERTILSSON, J. The transfer of radiocesium from pasture to milk. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 73-80, 1989.

JURJANZ; S.; FEIDT, C.; PÉREZPRIETO, L. A. et al. Soil intake of lactating dairy cows in intensive strip grazing systems. **Animal**, v. 6, p. 1350-1359, 2012.

JURJANZ; S.; RYCHEN, G.; FEIDT, C. Dairy livestock exposure to persistent organic pollutants and their transfer to milk: A review. In: FAYE, B.; SINYAVSKIY, Y. (Ed.). **Impact of pollution on animal products**. Dordrecht: Springer, 2007. p. 63-84. Disponível em: <http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-4020-8359-4_7> . Acesso em: 03 Ago. 2016.

KABALA, C.; SINGH, B. R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 485-492, 2001.

KARLÉN, G. **Transfer of ¹³⁷Cs to milk of cow and muscle of roe deer. Investigations of dairy farms and forest areas in Central Sweden after the Chernobyl accident.** 1993. 30 p. Thesis – Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 1993. Disponível em: <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/26/024/26024177.pdf>. Acesso em: 04 Ago. 2016.

KENESARIYEV, U.; ZHAKASHOV, N.; SNYTIN, I. et al. Assessing the extent of pollutant accumulation in the animal foods and blood of individuals inhabiting the Azgyr test base area. In: FAYE, B.; SINYAVSKIY, Y. (Ed.). **Impact of pollution on animal products.** Dordrecht: Springer, 2007. p. 163-168. Disponível em: <http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-4020-8359-4_7>. Acesso em: 03 Ago. 2016.

KINLEY III, D. (Ed.) **The Chernobyl Forum: 2003–2005.** 2. ed. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency - IAEA, 2006. 58 p. Disponível em: <<https://www.iaea.org/sites/default/files/chernobyl.pdf>>. Acesso em: 05 Ago. 2016.

KIRBY, D. R.; STUTH, J. W. Soil-ingestion rates of steers following brush management in central Texas. **Journal of Range Management**, v. 33, p. 207-209, 1980.

KREULEN, D. A. Lick use by large herbivores: a review of benefits and banes of soil consumption. **Mammal Review**, v. 15, p. 107-123, 1985.

KUTZ, R. E.; SAMPSON, J. D.; POMPEU, L. B. et al. Efficacy of Solis, NovasilPlus, and MTB-100 to reduce aflatoxin M1 levels in milk of early to mid lactation dairy cows fed aflatoxin B1. **Journal of Dairy Science**, v. 92, p. 3959-3963, 2009.

LANE, E. A.; CANTY, M. J.; MORE, S. J. Cadmium exposure and consequence for the health and productivity of farmed ruminants. **Research in Veterinary Science**, v. 101, p. 132-139, 2015.

LI, J. G.; GERZABECK, M. H.; MÜCK, K. An experimental study on mass loading of soil particles on plant surfaces. **Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment**, v. 45, p. 15-24, 1994.

LIEM, A. K. D.; HOOGERBRUGGE, R.; KOOTSTRA, P. R. et al. Occurrence of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and a metal reclamation plant in the Netherlands. **Chemosphere**, v. 23, p. 1675-1684, 1991.

LOGANATHAN, P.; HEDLEY, M. J.; GRACE, N. D. Pasture soils contaminated with fertilizer-derived cadmium and fluorine: livestock effects. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, v. 192, p. 29-66, 2008.

LOPES, F. C. F. Determinação do consumo de forrageiras tropicais por vacas em lactação em condição de pastejo. **Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia**, v. 52, p. 1-116, 2007.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G. et al. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 949-958, 2014.

LOURENZI, C. R.; SCHERER, E. E.; CERETTA, C. A. et al. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233-242, 2016.

MAAS, S.; LUCOT, E.; GIMBERT, F. et al. Trace metals in raw cows' milk and assessment of transfer to Comté cheese. **Food Chemistry**, v. 129, p. 7-12, 2011.

MAKI, C. R.; MONTEIRO, A. P. A.; ELMORE, S. E. et al. Calcium montmorillonite clay in dairy feed reduces aflatoxin concentrations in milk without interfering with milk quality, composition or yield. **Animal Feed Science and Technology**, v. 214, p. 130-135, 2016.

MALISCH, R. Increase of the PCDD/F-contamination of milk, butter and meat samples by use of contaminated citrus pulp. **Chemosphere**, v. 40, p. 1041-1053, 2000.

MALISCH, R.; DILARA, P. PCDD/Fs and PCBs in butter samples from new European Union member states and a candidate country: Analytical quality control, results and certain PCB-specific aspects. **Chemosphere**, v. 67, p. S79-S89, 2007.

MAMONTOVA, E. A.; TARASOVA, E. N.; MAMONTOV, A. A. et al. The influence of soil contamination on the concentrations of PCBs in milk in Siberia. **Chemosphere**, v. 67, p. S71-S78, 2007.

MATHEUS, D. R.; BONONI, V. L. R.; MACHADO, K. M. G. Biodegradation of hexachlorobenzene by basidiomycetes in soil contaminated with industrial residues. **World Journal of Microbiology & Biotechnology**, v. 16, p. 415-421, 2000.

MAYLAND, H. F.; FLORENCE, A. R.; ROSENAU, R. C. et al. Soil ingestion by cattle on semiarid range as reflected by titanium analysis of feces. **Journal of Range Management**, v. 28, p. 448-452, 1975.

MAYLAND, H. F.; SHEWMAKER, G. E.; BULL, R. C. Soil ingestion by cattle grazing crested wheatgrass. **Journal of Range Management**, v. 30, p. 264-265, 1977.

MCKAY, W. A.; PATTENDEN, N. J. The transfer of radionuclides from sea to land via the air: A review. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 12, p. 49-77, 1990.

MCLACHLAN, M. S. A simple model to predict accumulation of PCDD/Fs in an agricultural food chain. **Chemosphere**, v. 34, p. 1263-1276, 1997.

MELO, V. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FONTES, L. E. F. et al. Caracterização física, química e mineralógica de solos da colônia agrícola do Apiaú (Roraima, Amazônia), sob diferentes usos e após queima. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 1039-1050, 2006.

MENESES, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L. A design of two simple models to predict PCDD/F concentrations in vegetation and soils. **Chemosphere**, v. 46, p. 1393-1402, 2002.

MILHAUD, G.; MEHENNAOUI, S. Indicators of lead, zinc and cadmium exposure in cattle/l. Results in a polluted area. **Veterinary and human toxicology**, v. 30, p. 513-517, 1988.

MILLER, J. K.; MADSEN, F. C.; HANSARD, S. L. Absorption, excretion, and tissue deposition of titanium in sheep. **Journal of Dairy Science**, v. 59, p. 2008-2010, 1976.

MILLER, J. K.; MADSEN, F. C.; SWANSON, E. W. Effects of ingested soil on ration utilization by dairy cows. **Journal of Dairy Science**, v. 60, p. 618-622, 1977.

NAKAGAWA, L. E.; ANDRÉA, M. M. Efeito de alterações nas características do solo sobre a degradação de hexaclorobenzeno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 575-582, 2006.

NEJATOLAH, M.; MEHRJO, F.; SHEYKHI, A. et al. Lead concentrations in raw cows' milk from fars province of Iran. **American Journal of Food and Nutrition**, v. 2, p. 92-94, 2014.

NESTERENKO, A. V.; NESTERENKO, V. B. 14. Protective measures for activities in Chernobyl's radioactively contaminated territories. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1181, p. 311-318, 2009.

NESTERENKO, A. V.; NESTERENKO, V. B.; YABLOKOV, A. V. 12. Chernobyl's radioactive contamination of food and people. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1181, p. 289-302, 2009.

NICOL, A. M.; CLARKE, D. G.; MUNRO, J. et al. The influence of stubble height on digestibility, intake and liveweight gain of beef steers. **Proceedings of New Zealand Society of Animal Production**, v. 36, p. 81-86, 1976. Disponível em: <[www.sciquest. http://www.wfpha.org/tl_files/doc/about/POPs%20WFPHA%202000.pdf](http://www.wfpha.org/tl_files/doc/about/POPs%20WFPHA%202000.pdf). > Acesso em: 28 Jul. 2016.

OKADA, I. A.; SAKUMA, A. M.; MAIO, F. D. et al. Avaliação dos níveis de chumbo e cádmio em leite em decorrência de contaminação ambiental na região do Vale do Paraíba, Sudeste do Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 31, p. 140-143, 1997.

OLIVEIRA-LONGATTI, S. M.; CANNATA, M. G.; FERRAZANI, J. C. et al. Agronomic and environmental implications of using a by-product of the intermediate tanning processes as nitrogen fertilizer. **Scientia Agricola**, v. 74, p. 250-257, 2017.

ORRIS, P.; CHARY, L. K.; PERRY, K. et al. **Persistent organic pollutants and human health**. Washington: World Federation of Public Health Associations' POPS Project, 2000. 38 p. Disponível em: <http://www.wfpha.org/tl_files/doc/about/POPs%20WFPHA%202000.pdf>. Acesso em: 19 Jul. 2016.

OUACHEM, D.; NOUICER, F. Clay as a biological source to improve the metabolism of the rumen. **Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants**, v. 13, p. 113, 2006.

PAN, J.; PLANT, J. A.; VOULVOULIS, N. et al. Cadmium levels in Europe: implications for human health. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 32, p. 1-12, 2010.

PAROLINI, M.; GUAZZONI, N.; BINELLI, A. et al. Polybrominated diphenyl ether contamination in soil, vegetation, and cow milk from a high-mountain pasture in the Italian Alps. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 63, p. 29-44, 2012.

PATOČKA, J.; WU, Q.; FRANÇA, T. C. C. et al. Clinical aspects of the poisoning by the pesticide Endosulfan. **Química Nova**, v. 39, p. 987-994, 2016.

PATRA, R. C.; SWARUPA, D.; KUMAR, P. et al. Milk trace elements in lactating cows environmentally exposed to higher level of lead and cadmium around different industrial units. **Science of the Total Environment**, v. 404, p. 36-43, 2008.

PENHA, H. G. V.; MENEZES, J. F. S.; SILVA, C. A. et al. Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, p. 259-269, 2015.

PÉREZ-RAMÍREZ, E.; PEYRAUD, J. L.; DELAGARDE, R. N-alkanes v. ytterbium/faecal index as two methods for estimating herbage intake of dairy cows fed on diets differing in the herbage: maize silage ratio and feeding level. **Animal**, v. 6, p. 232-244, 2012.

PILARCZYK, R.; WÓJCIK, J.; CZERNIAK, P. et al. Concentrations of toxic heavy metals and trace elements in raw milk of Simmental and Holstein-Friesian cows from organic farm. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 8383-8392, 2013.

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente.
Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Os nove novos POPs. Châtelaine, Genebra, Suíça: Secretariado

da Convenção de Estocolmo/PNUMA/Casa Internacional do Meio Ambiente, 2010. 16 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80104/Convencao%20de%20Estocolmo/cartilha_novos.pdf>. Acesso em: 04 Ago. 2016.

RAMOS, L.; ELJARRAT, E.; HERNÁNDEZ, L. M. et al. Levels of PCDDs and PCDFs in farm cow's milk located near potential contaminant sources in Asturias (Spain). Comparison with levels found in control, rural farms and commercial pasteurized cow's milks. **Chemosphere**, v. 35, p. 2167-2179, 1997.

RHIND, S. M.; EVANS, N. P.; BELLINGHAM, M. et al. Effects of environmental pollutants on the reproduction and welfare of ruminants. **Animal**, v. 4, p. 1227-1239, 2010.

RIGO, M. M.; RAMOS, R. R.; CERQUEIRA, A. A. et al. Destinação e reuso na agricultura do lodo de esgoto derivado do tratamento de águas residuárias domésticas no Brasil. *Gaia Scientia*, v. 8, p. 174-186, 2014.

ROBERTS, A. H. C.; LONGHURST, R. D.; BROWN, M. W. Cadmium status of soils, plants, and grazing animals in New Zealand. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 37, p. 119-129, 1994.

RONCHI, B.; DANIELI, P. P. Contamination by persistent chemical pesticides in livestock production systems. In: FAYE, B.; SINYAVSKIY, Y. (Eds.) **Impact of pollution on animal products**. Dordrecht: Springer, 2007. p. 147-162. Disponível em: <http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-1-4020-8359-4_7>. Acesso em: 03 Ago. 2016.

ROSA, R.; SILVA, L. H. C.; TADDEI, M. H. T. Estimativa da quantidade de solo ingerida pelo gado leiteiro numa região de alta radioatividade natural. In: MEETING ON NUCLEAR APPLICATIONS, 4.; JOINT NUCLEAR CONFERENCES, 11., 1997, Poços de Caldas. **Anais...** Poços

de Caldas: Associação Brasileira de Energia Nuclear, 1997. 2 p. 1 CD-ROM. Disponível em: <https://www.ipen.br/biblioteca/cd/inac/1997/ENAN/E03_257.PDF>. Acesso em: 28 Jul. 2016.

ROSS, G. The public health implications of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment. **Ecotoxicology and Environmental**, v. 59, p. 275-291, 2004.

RYCHEN, R.; JURJANZ, S.; FOURNIER, A. et al. Exposure of ruminants to persistent organic pollutants and potential of decontamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 6440-6447, 2014.

RYCHEN, R.; JURJANZ, S.; TOUSSAINT, H. et al. Dairy ruminant exposure to persistent organic pollutants and excretion to milk. **Animal**, v. 2, p. 312-323, 2008.

SAITO, M. L. **O uso do lodo de esgoto na agricultura**: precauções com os contaminantes orgânicos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007. 35 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 64).

SANTOS, J. S.; XAVIER, A. A. O.; RIES, E. F. et al. Níveis de organoclorados em queijos produzidos no Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v. 36, p. 630-635, 2006.

SANTOS, S. A.; VALADARES FILHO, S. C.; DETMANN, E. et al. Intake, milk production and weight change curves for lactating Holstein x Zebu cows under grazing. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 66, p. 827-836, 2014.

SMITH, K. M.; ABRAHAMS, P. W.; DAGLEISH, M. P. et al. The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: I. Soil ingestion, soil-metal partitioning and potential availability to pasture herbage and livestock. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3731-3739, 2009.

SOARES, V. A.; KUS, M. M. M.; PEIXOTO, A. L. C. et al. Determination of nutritional and toxic elements in pasteurized bovine milk from Vale do Paraiba region (Brazil). **Food Control**, v. 21, p. 45-49, 2010.

SPRINKLE, J. E.; KRESS, D. D.; DOORNBOS, D. E. et al. Chromic oxide contamination of pasture previously used in marker study. **Journal of Range Management**, v. 48, p. 194-197, 1995.

SULZBERGER, S. A.; KALEBICH, C. C.; MELNICHENKO, S. et al. Effects of clay after a grain challenge on milk composition and on ruminal, blood, and fecal pH in Holstein cows. **Journal of Dairy Science**, v. 99, p. 8028-8040, 2016.

SUMERLING, T. J.; DODD, N. J.; GREEN, N. The transfer of Strontium-90 and Caesium-137 to milk in a dairy herd grazing near a major nuclear installation. **The Science of the Total Environment**, v. 34, p. 57-72, 1984.

SWARUP, D.; PATRA, R. C.; NARESH, R. et al. Blood lead levels in lactating cows reared around polluted localities; transfer of lead into milk. **Science of the Total Environment**, v. 349, p. 67-71, 2005.

THE 12 INITIAL POPs under the Stockholm Convention. Stockholm Convention Clearing House, Châtelaine, Suíça, United Nations/UNEP, 2016. Disponível em: <<http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx>>. Acesso em: 24 Mar. 2017.

THORNTON, I.; ABRAHAMS, P. Soil ingestion - A major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. **The Science of the Total Environment**, v. 28, p. 287-294, 1983.

TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J. et al. 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, p. 812-824, 2013.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, p. 261-269, 2005.

TSUKADA, H.; HISAMATSU, S.; INABA, J. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs in soil–grass–milk pathway in Aomori, Japan. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 255, p. 455-458, 2003.

VAITHIYANATHAN, S.; SINGH, M. Seasonal influence on soil ingestion by sheep in an arid region. **Small Ruminant Research**, v. 14, p. 103-106, 1994.

VAFEIADI, M.; ROUMELIOTAKI, T.; CHALKIADAKI, G. et al. Persistent organic pollutants in early pregnancy and risk of gestational diabetes mellitus. **Environment International**, v. 98, p. 89-95, 2017.

VAN KEULEN, J.; YOUNG, B. A. Evaluation of acid-insoluble ash as a natural marker in ruminant digestion studies. **Journal of Animal Science**, v. 44, p. 282-287, 1977.

VEIGA, J. B. **Sistemas de produção**: criação de gado leiteiro na zona Bragantina. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006, 149 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Sistemas de Produção, 02).

VEIGA, M.; PANDOLFO, C. M.; BALBINOT JUNIOR, A. A. et al. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1766-1773, 2012.

VERDADE, F. C. Composição química de alguns solos do Estado de São Paulo III – Sesquióxidos, sílicas e certas relações moleculares. **Bragantia**, v. 20, p. 885-905, 1961.

VOORS, P. I.; VAN WEERS, A. W. Transfer of Chernobyl ^{134}Cs and ^{137}Cs in cows from silage to milk. **The Science of the Total Environment**, v. 85, p. 179-188, 1989.

WAKELIN, S.A.; CAVANAGH, J.A.E.; YOUNG, S. et al. Cadmium in New Zealand pasture soils: toxicity to Rhizobia and white clover. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 59, p. 65-78, 2016.

WARD, N. I. Multielement contamination of british motorway environments. **The Science of the Total Environment**, v. 93, p. 393-401, 1990.

WARD N. I.; BROOKS, R. R.; ROBERTS, E. Blood lead levels in sheep exposed to automotive emissions. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 20, p. 44-51, 1978.

WARD N. I.; SAVAGE, J. M. Elemental status of grazing animals located adjacent to the London Orbital (M25) motorway. **The Science of the Total Environment**, v. 146/147, p. 185-189, 1994.

WATANABE, S.; KITAMURA, K.; NAGAHASHI, M. Effects of dioxins on human health: A review. **Journal of Epidemiology**, v. 9, p. 1-13, 1999.

WELSCH-PAUSCH, K.; MCLACHLAN, M. S. Fate of airborne polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in an agricultural ecosystem. **Environmental Pollution**, v. 102, p. 129-137, 1998.

WILKINS, B. T.; BRADLEY, E. J. The influence of different agricultural practices on the transfer of radionuclides from pasture to milk after the Chernobyl accident. **The Science of the Total Environment**, v. 68, p. 161-172, 1988.

WILKINSON, J. M.; HILL, J.; PHILLIPS, C. J. C. The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. **Proceedings of the Nutrition Society**, v. 62, p. 267-277, 2003.

WORDU, G. O.; DEEDUA, I. W. Effect of sand or soil as a dietary component on phosphorus utilization. **Continental Journal of Agricultural Science**, v. 2, p. 1-5, 2008.

XAVIER, A. M.; LIMA, A. G.; VIGNA, C. R. M. et al. Marcos da história da radioatividade e tendências atuais. **Química Nova**, v. 30, p. 83-91, 2007.

YABLOKOV, A. V.; NESTERENKO, V. B. 1. Chernobyl contamination through time and space. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1181, p. 5-30, 2009.

YABLOKOV, A. V.; NESTERENKO, V. B.; NESTERENKO, A. V. 15. Consequences of the Chernobyl catastrophe for public health and the environment 23 years later. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1181, p. 318-326, 2009a.

YABLOKOV, A. V.; NESTERENKO, V. B.; NESTERENKO, A. V. 8. Atmospheric, water, and soil contamination after Chernobyl. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1181, p. 223-236, 2009b.

ZHENG, X.; LIU, X.; JIANG, G. et al. Distribution of PCBs and PBDEs in soils along the altitudinal gradients of Balang Mountain, the east edge of the Tibetan Plateau. **Environmental Pollution**, v. 161, p

Anexo 1. Valores de consumo de solo por ovinos, expressos em g/animal/dia ou como percentagem do consumo total de matéria seca (%CMS).

Referência	Animal	Descrição das condições do estudo	Consumo de solo	Método
Field (1964)	Ovino adulto (80 kg)	Pastagem de azevém perene + trevo branco; maio a agosto = forragem abundante e setembro a dezembro = escassez de forragem	Mai/62 (início) = 1,4%CMS (22 g/dia)	[T1] no solifrezes
			Mai/62 (final) = 0,42%CMS (9,2 g/dia)	
			Jun/62 (final) = 1,2 %CMS (21 g/dia)	
			Jun/62 (meados) = 0,9%CMS (16 g/dia)	
			Ago/62 (final) = 1,7%CMS (24 g/dia)	
			Set/62 (início) = 4,2%CMS (64 g/dia)	
			Out/62 (início) = 11%CMS (171 g/dia)	
			Nov/62 (início) = 6,8%CMS (111 g/dia)	
			Dez/62(meados) = 1,4%CMS (198 g/dia)	
			Healy & Ludwvig (1965)	
Fazenda com médio índice de desgaste dos dentes; 4,5 ovelhas/acre; pastagem de azevém perene + trevo (agosto/1964)	70 g/dia			
Fazenda com baixo índice de desgaste dos dentes; 1 ovelha/acre; pastagem natural (agosto/1964)	< 10 g/dia			
Vaithyanathan & Singh (1994)	Borrego <i>Madian Karakul</i>	Pastagem situada em região árida tropical (Índia); horas de pastejo/dia = 12 h; gramínea tropical predominante = <i>Lasurus smdicus</i>	Abr/88 = 7,1%CMS (84,7 g/dia)	Equação (v); Dig ¹ = 55%
			Mai/88 = 6,3%CMS (90,9 g/dia)	
			Jun/88 = 6,5%CMS (71,2 g/dia)	
			Jul/88 = 10,7%CMS (89,8 g/dia)	
			Ago/88 = 4,0%CMS (95,6 g/dia)	
			Set/88 = 3,7%CMS (99,8 g/dia)	
			Out/88 = 4,3%CMS (98,0 g/dia)	
			Nov/88 = 5,4%CMS (115,2 g/dia)	
			Dez/88 = 7,5%CMS (133,0 g/dia)	
			Jan/89 = 10,0%CMS (126,7 g/dia)	
			Fev/89 = 7,3%CMS (104,4 5g/dia)	
			Mari/89 = 9,8%CMS (163,2 g/dia)	
			Jan = 2,06%CMS (0,73-4,36)	
Fev = 1,42%CMS (1,29-1,48)				
Mar = 2,07%CMS (1,67-2,47)				
Abr = 2,00%CMS (1,87-2,26)				
Mai = 0,79%CMS (0,54-0,91)				
Jun = 2,89%CMS (2,26-3,93)				
Jul = 0,67%CMS (0,54-0,91)				
Ago = 1,35%CMS (0,91-1,87)				
Set = 2,88%CMS (2,07-3,50)				
Out = 1,04%CMS (0,91-1,10)				
Nov = 2,82%CMS (1,67-3,50)				
Dez = 0,04%CMS (0,02-0,09)				
Green et al. (1996)	Ovino	Fazenda R (ano de 1992): pastagem com alta densidade foliar; 35 ovinos/ha; dezembro, janeiro e fevereiro = suplementação do pasto com silagem.		Equação (i); Dig = 72%

(Continua...)

(Continuação...)

Referência	Animal	Descrição das condições do estudo	Consumo de solo	Método
			Jan = 5,36%CMS (3,72-7,64)	
			Fev = 11,7%CMS (9,68-13,08)	
			Mar = 2,11%CMS (1,16-3,13)	
			Abr = 2,45%CMS (2,14-2,83)	
			Mai = 1,84%CMS (1,47-2,14)	
			Jun = 0,76%CMS (0,62-0,83)	
			Jul = 0,60%CMS (0,44-0,75)	
			Ago = 0,75%CMS (0,60-1,05)	
			Set = 2,52%CMS (1,21-3,52)	
			Out = 2,28%CMS (1,68-2,83)	
			Nov = 3,53%CMS (2,83-4,41)	
			Dez = 6,87%CMS (2,83-10,88)	
			Jan/1999 = 15,1%CMS (4,9-67,9)	
			Mar/1999 = 12,8%CMS (4,3-44,0)	
			Mai/1999 = 4,1%CMS (1,5-9,3)	
			Jul/1999 = 1,5%CMS (0,7-2,7)	
			Set/1999 = 0,4%CMS (0,1-1,7)	
			Nov/1999 = 3,8%CMS (1,0-22,8)	
			Jan/2000 = 11,6%CMS (1,5-24,1)	
			Mar/2000 = 11,8%CMS (2,3-81,8)	
Smith et al. (2009)	Ovino	Pastagens		Equação (i); Dig = 72%

¹Dig = digestibilidade da matéria seca da forragem ou da dieta. O valor informado foi aquele utilizado no trabalho para estimativa do consumo de solo.

Anexo 2. Valores de consumo de solo por bovinos, expressos em kg/animal/dia ou como percentagem do consumo total de matéria seca (%CMS)

Referência	Animal	Descrição das condições de estudo	Consumo de solo	Método
Healy (1968a) ¹	Vaca	Fazenda experimental 1: 0,75 vacas/acre	0,21 kg/dia (dez/67) e 1,33 kg/dia (jul/67)	Equação (iii); Dig ² = 70%
		Fazenda experimental 2: 1 vaca/acre	0,24 kg/dia (jan/68) e 1,92 kg/dia (ago/67)	
		Fazenda experimental 3: 1,5 vacas/acre (suplementação volumosa; vacas retiradas dos piquetes)	0,68 kg/dia (dez/67) e 5,96 kg/dia (jun/67)	
		Fazenda experimental 3: 1,5 vacas/acre (suplementação volumosa; vacas nos piquetes)	0,90 kg/dia (nov/67) e 2,68 kg/dia (mai/67)	
		Fazenda comercial A	0,18 kg/dia (mar/68) e 1,33 kg/dia (set/67)	
		Fazenda comercial B	0,20 kg/dia (jan/68) e 1,41 kg/dia (set/67)	
Healy (1968a)	Vaca	Fazenda comercial C	0,26 kg/dia (dez/67) e 2,25 kg/dia (ago/67)	Equação (iii); Dig = 70%
		Fazenda comercial D	0,41 kg/dia (jan/68) e 1,86 kg/dia (ago/67)	
		1,5 vacas/acre; recém paridas	496 a 1.140 kg/ano (ou 0,28 a 0,64 kg/dia)	
		2 vacas/acre; recém paridas	677 a 1.803 kg/ano (ou 0,38 a 1,02 kg/dia)	
Mayland et al. (1975)	Vaca (300-450 kg) com bezerro ao pé	Pastagens com forrageiras de clima temperado; início da estação de pastaje (1973)	0,1 kg/dia	Equação (iii)
		Pastagens com forrageiras de clima temperado; final da estação de pastaje (1973)	1,5 kg/dia	
Nicol et al. (1976)	Novilho <i>Angus</i> (280 kg; 16 meses de idade)	Confinamento em baia individual; Dieta = fornecimento no cocho de pasto cortado a 20 cm de altura do nível do solo; corte mecânico	0,16 kg/dia	Equação (iii)
		Confinamento em baia individual; Dieta = fornecimento no cocho de pasto cortado a 8 cm de altura do nível do solo; corte mecânico	0,69 kg/dia	
Mayland et al. (1977)	Novilhas <i>Hereford</i> (350 kg)	Junho/1974	0,73 kg/dia	Equação (iii)
		Agosto/1974	0,99 kg/dia	
Kirby & Stuth (1980)	Novilho (150-200 kg)	Pastagem com forrageiras de clima temperado; controle (sem tratamento)	1406 a 10107/78 = 0,31 a 0,61 kg/dia	Resíduo insolúvel em ácido
		Pastagem com forrageiras de clima temperado; capina mecânica em junho/77	1007 a 21068/78 = 0,28 a 0,52 kg/dia	
		Pastagem com forrageiras de clima temperado; aplicação aérea de pólétes do herbicida Tabuthiuron (2,24 kg/lia do ingrediente ativo) em junho/77	1406 a 10107/78 = 0,38 a 0,67 kg/dia	
		Confinamento em galpão e/ou local com piso pavimentado; julho a novembro; quatro propriedades	1007 a 21068/78 = 0,34 a 0,55 kg/dia	
		<i>Fesc-stell</i> com cama com areia (maio e julho); duas propriedades	0,14 a 0,53%CMS	
Fries et al. (1982)	Novilhas e vacas não lactantes	Local com piso não pavimentado, sem vegetação (maio e julho); duas propriedades	0,35 a 0,64%CMS	Equação (iv); Dig = 60%
		Confinamento em galpão e/ou local com piso pavimentado, setembro e outubro; uma propriedade	0,60 a 0,96%CMS	
		Local com piso não pavimentado, sem vegetação (julho e novembro); três propriedades	0,52 a 0,81%CMS	
		Local com piso não pavimentado, com vegetação espessa (maio a novembro); quatro propriedades	0,25 a 2,41%CMS	
Thornton & Abrahams (1983)	Bovino	Pasto + suplemento volumoso (maio a novembro); duas propriedades	1,56 a 3,77%CMS	Equação (iv); Dig = 70%
		Pastagem de clima temperado; início do verão (maio/1976); Derbyshire/Inglaterra	1,38 a 2,43%CMS	

(Continua...)

(Continuação...)

Referência	Animal	Descrição das condições do estudo	Consumo de solo	Método	
Thornton & Abrahams (1983)	Bovino	Pastagem de clima temperado; junho/1979; Cornvall/Inglaterra	1,1 a 2,0%CMS	Equação (i); Dig = 70%	
		Pastagem de clima temperado; início da primavera (abril/1979)	2,7 a 17,9%CMS		
		Pastagem de clima temperado; início do verão (junho/1979)	0,2 a 0,6%CMS		
		Pastagem de clima temperado; final do verão (agosto/1979)	2,6 a 3,9%CMS		
		Pastagem de clima temperado; 12 fazendas; abril	5,64%CMS (1,47 a 17,9%)		
Thornton (1994)	Bovino	Pastagem de clima temperado; 12 fazendas; junho	1,49%CMS (0,18 a 3,91%)	Equação (i); Dig = 70%	
		Pastagem de clima temperado; 12 fazendas; agosto	3,01%CMS (1,39 a 4,66%)		
Rosa et al. (1997)	Bovino (gado leiteiro)	Sistema de confinamento; alimentado o à base de mistura completa (silagem + concentrado); Pecos de Caldas/ING	5,6-8,3%CMS	Equação (i); Dig = 72%	
Mamontova et al. (2007)	Vaca em lactação; <i>Blackpiehald</i> e <i>Simmental</i>	Sistema semi-intensivo; Pastagem + suplementação; Pecos de Caldas/ING	2,4 a 13,6%CMS	Equação (i); Dig = 72%	
		Sistema baseado em pastagem; Pecos de Caldas/ING	8,1 a 15,9%CMS		
		15 propriedades; verão (maio a setembro); pastagem de boa qualidade; inverno (outubro a maio); feno, silagem de milho, alfafa, girassol	1,70 kg/dia (0,85 a 2,80 kg/dia)		
		Propriedade P-4(2); pastagem de baixa qualidade	4,60 kg/dia		
		Propriedade P-4(3); pastagem de baixa qualidade	5,10 kg/dia		
Jurjanz et al. (2012)	Vaca Holandês lactação; 179 kg/dia de leite)	Experimento 1: Pastagem exclusiva de avevém perene; oferta de 20 kg/vacalidia de matéria seca (MS) de pasto	3,0%CMS ou 0,43 kg/vacalidia	Equação (ii)	
		Vaca Holandês (105 dias em lactação; 31 kg/dia de leite)	Pastagem exclusiva de avevém perene; oferta de 35 kg/vacalidia de MS de pasto		1,0%CMS ou 0,17 kg/vacalidia
		Pastagem consorciada de avevém perene + trevo branco; oferta de 20 kg/vacalidia de MS de pasto	5,8%CMS ou 0,83 kg/vacalidia		
		Pastagem consorciada de avevém perene + trevo branco; oferta de 20 kg/vacalidia de MS de pasto	1,0%CMS ou 0,17 kg/vacalidia		
		Pastagem exclusiva de avevém perene; oferta de 40 kg/vacalidia de MS de pasto; com suplementação volumosa na pastagem (8 kg/vacalidia de MS de uma mistura 7:1 de silagem de milho:farelo de soja)	1,7%CMS ou 0,25 kg/vacalidia		
Experimento 2: Vaca Holandês (237 dias em lactação; 179 kg/dia de leite)	Vaca Holandês (237 dias em lactação; 179 kg/dia de leite)	Pastagem exclusiva de avevém perene; oferta de 40 kg/vacalidia de MS de pasto; sem suplementação volumosa na pastagem	1,1%CMS ou 0,15 kg/vacalidia	Equação (ii)	
		Pastagem exclusiva de avevém perene; oferta de 40 kg/vacalidia de MS de pasto; sem suplementação volumosa na pastagem	7,30%CMS ou 0,85 kg/vacalidia		
		Pastagem exclusiva de avevém perene; oferta de 65 kg/vacalidia de MS de pasto; sem suplementação volumosa na pastagem	4,90%CMS ou 0,64 kg/vacalidia		
Maior consumo estimado de solo nos dois experimentos = 8,6%CMS ou 1,3 kg/vacalidia					

¹Foram realizadas estimativas de consumo de solo mensais, de abril/1967 a março/1968, mas somente são apresentados os maiores e os menores consumos.

²Quando apresentado, o valor de Dig (digestibilidade da matéria seca da forragem ou da dieta) refere-se àquele utilizado no respectivo trabalho para estimativa do consumo de solo. Valores não apresentados indicam que a Dig foi determinada no trabalho.

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes?

Pode o solo involuntariamente ingerido junto com o pasto ser porta de entrada para substâncias contaminantes em lácteos e carnes de ruminantes?

Embrapa

Gado de Leite

MINISTÉRIO DA
AGRICULTURA, PECUÁRIA
E ABASTECIMENTO

