

Recomendações para a gestão de resíduos sólidos no estado do Acre

*Sandra Teixeira
Rosana Cavalcante
Paulo Wadt
Stella Matoso*



2ª edição
revisada e
ampliada





Recomendações para a gestão de resíduos sólidos no estado do Acre

**Sandra Tereza Teixeira
Rosana Cavalcante dos Santos
Paulo Guilherme Salvador Wadt
Stella Cristiani Gonçalves Matoso
(Organizadores)**

**2ª edição
revisada e ampliada**

**RIO BRANCO-AC
2015**

© 2015 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre

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

O conteúdo desta e de outras obras da Editora do IFAC pode ser acessado na página: <http://www.ifac.edu.br/>

Tiragem: 2.^a edição revista e ampliada

Conselho Editorial do IFAC

Rosana Cavalcante dos Santos

PRESIDENTE

Kelen Gleysse Maia Andrade Dantas

SECRETÁRIA

MEMBROS

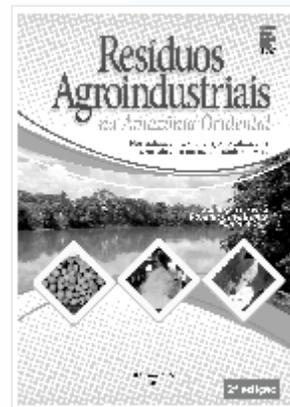
Abib Alexandre de Araújo, Luis Pedro de Melo Plese, Maria

Lucilene Belmiro de Melo Acácio, Ubiracy da Silva Dantas,

Daniel Faria Esteves

REVISORA DE TEXTO:

Edmara Alves de Andrade



Supervisão editorial: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre

Revisão de texto: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária /AC

Normalização bibliográfica: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre

Diagramação e tratamento de ilustrações: Regis Macuco

Editoração eletrônica: Regis Macuco

Capa: Regis Macuco

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca do
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre

S538e

TEIXEIRA, Sandra Tereza; MATOSO, Stella Cristiani Gonçalves; WADT, Paulo Guilherme Salvador; SANTOS, Rosana Cavalcante dos (Orgs.).
Recomendações para a gestão de resíduos sólidos no estado do Acre. Rio Branco: IFAC, 2.^a Edição Revista e Atualizada, 2015. 188p.

1. Agroecologia 2. Adubação, 3. Potencialidades, Produção Vegetal, 4. Agricultura Orgânica,
Título

CDU 070:681.3.02

República Federativa do Brasil

Dilma Roussef

Presidente

Ministério da Educação

José Henrique Paim

Ministro

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre

Profa. Dra. Rosana Cavalcante dos Santos

Reitora

Pró-reitoria de Pesquisa, Inovação e Pós graduação

Prof. Luis Pedro de Melo Plese

Pró-reitoria de Ensino

Prof. Maria Lucilene Belmiro de Melo Acácio

Pró-reitoria de Extensão

Prof. Abib Alexandre de Araújo



Autores

Amauri Siviero, Engenheiro Agrônomo, D. Sc., Agronomia, Embrapa Acre, Rodovia BR 364, km 14, sentido Rio Branco/Porto Velho, Caixa Postal, 32, 6 9 9 0 8 - 9 7 0 , R i o B r a n c o , A C , amauri.siviero@cpafac.embrapa.br

Carlos Alberto Kenji Taniguchi, Engenheiro Agrônomo, D. Sc. Ciência do Solo, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Agroindústria Tropical. R. Dra. Sara Mesquita, 2270, Pici, 60511-110, Fortaleza, CE. carlos.taniguchi@embrapa.br.

Gabriel Maurício Peruca de Melo, Zootecnista, D. Sc. Zootecnia, Unicastelo, Av. Hilário da Silva Passos, 950, Parque Universitário, 13690-970, Descalvado, SP gmpmelo@terra.com.br

Liandra Maria Abaker Bertipaglia, Zootecnista, Ph. D. Zootecnia, Unicastelo, Av. Hilário da Silva Passos, 950, Parque Universitário, 13690-970, Descalvado, SP.liandramab@terra.com.br

Luís Pedro de Melo Plese, Engenheiro Agrônomo, D. Sc. Engenharia Agrícola, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Rua Coronel José Galdino, 495, Bosque, 69909-760, Rio Branco, AC. pedro.plese@ifac.edu.br

Mara Cristina Pessoa da Cruz, Engenheira Agrônoma, Doutorado em Química, Professor do Departamento de Tecnologia, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900 - Jaboticabal, SP.mcpcruz@fcav.unesp.br.

Manoel Evaristo Ferreira, Engenheiro Agrônomo, D. Sc. Solos e Nutrição de Plantas, Professor do Departamento de Solos e Adubos Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal, SP.evaristo@fcav.unesp.br.

Paulo Guilherme Salvador Wadt, Engenheiro Agrônomo, D. Sc., Solos e nutrição de plantas, Embrapa Acre, Rodovia BR 364, km 14, sentido Rio Branco/Porto Velho, Caixa Postal, 32, 69908-970, Rio Branco, AC. paulo.wadt@embrapa.br

Rosana Cavalcante dos Santos, Engenheira Agrônoma, D. Sc. Energia na Agricultura, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Rua Coronel José Galdino, 495, Bosque, 69909-760, Rio Branco, AC. sros@ifac.gov.br

Suelem Marina de Araújo Pontes, Engenheira Florestal, Fundação de Tecnologia do Estado do Acre, Rua das Acácias, 279, Distrito Industrial, Fone: 69.920-175, Rio Branco, AC. Email: suelen.pontes@ac.gov.br

Sandra Tereza Teixeira, D. Sc., Engenheira Agrônoma, D. Sc. Produção Vegetal, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Rua Coronel José Galdino, 495, 69909-760, Rio Branco, AC. sandratereza@ig.com.br

Valéria Peruca de Melo, Engenheira Agrônoma, D. Sc. Produção Vegetal, Unifor, Av. Dr. Arnaldo de Senna, 328 - Bairro Água Vermelha, 35570-000, Formiga, MG. vpmelo@bol.com.br.

Wanderley José de Melo, Engenheiro Agrônomo, D. Sc. Solos e Nutrição de Plantas, Professor do Departamento de Tecnologia, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900 - Jaboticabal, SP.wjmelo@fcav.unesp.br

Zenóbio Abel Gouvêa Perelli da Gama e Silva, Engenheiro Florestal, D. Sc., ciências Florestais, Universidade Federal do Acre, BR 364, Km 04, Distrito Industrial, 69915-900, Rio Branco, AC. zenobiosilva@hotmail.com.



Apresentação

O desenvolvimento da agricultura de forma sustentável exige novos produtos que possam ser utilizados como fertilizantes para as culturas, conciliando a disposição dos resíduos agroindustriais gerados pela sociedade moderna em locais onde não causem danos ao meio ambiente.

Na Amazônia, dado o crescimento da população urbana e das atividades agroindustriais, tem sido crescente a produção de resíduos com potencial de uso como fertilizantes alternativos. Entretanto, a disposição final de muitos destes resíduos é uma etapa crítica, que quando negligenciada pode apresentar alto custo para a sociedade e ao meio ambiente.

Entre as diversas alternativas existentes para a disposição de resíduos, a utilização agrícola e florestal se apresenta como uma das mais convenientes e eficazes, sendo recomendada a sua utilização como condicionador de solo e ou fertilizante. A aplicação de resíduos agroindustriais em solos causa alterações nos atributos químicos, físicos e biológicos. Doravante os resíduos ainda podem conter em sua composição metais pesados e organismos patogênicos ao homem sendo necessário um monitoramento das áreas.

A normatização e a legislação sobre o uso agrícola de resíduos em atividades agrícolas é outro aspecto a ser avaliado. As normas devem ser preparadas com base em cuidadosos estudos e observações, e de acordo com a evolução desses conhecimentos devem ser revistas para fornecerem informações suficientes para não serem nem permissivas e nem restritivas a ponto de prejudicar diferentes segmentos da sociedade.

Desta forma, o livro “Uso e manejo de resíduos agroindústrias na Amazônia” aborda os principais resíduos que ocorrem na região sudoeste da Amazônia, discutindo aspectos relacionados à; ciclagem dos nutrientes no solo, legislação vigente e considerações de ordem econômica, propondo alternativas para os produtores agrícolas destinar de forma adequada os resíduos.

Embora a literatura nacional disponha importantes contribuições nesta área



esta obra tem como relevância fornecer bases seguras à normatização, manejo, fiscalização e controle da aplicação de resíduo em ambientes agrícolas para a região sudoeste da Amazônia com ênfase ao estado do Acre onde há uma carência de obras que reúnam informações sobre os prós e contras da utilização agrícola de resíduos gerados pelas indústrias.

O público alvo deste livro são: profissionais da área agrônômica e ambiental, estudantes universitários, empresas, órgãos públicos responsáveis pela gestão de resíduos, extensionistas rurais, agências de fomento e crédito rural, dentre outros. Este livro atende as demandas locais para a geração de tecnologias e conhecimento, notadamente, para recuperação de áreas degradadas e reaproveitamento de resíduos de atividades industriais e urbanas.

A publicação está organizada em seis capítulos abordando temas distintos dentro do assunto uso e manejo de resíduos na Amazônia. O primeiro capítulo aborda a introdução ao estudo de resíduos englobando conceito de resíduos, definições e classificação segundo as normas vigentes, breve histórico da aplicação na agricultura e principais aspectos a serem observados quanto ao uso em áreas agrícolas e florestais.

No segundo capítulo é discutido o potencial de diversos resíduos para aproveitamento pela agricultura e pecuária. Neste capítulo são descritos os principais resíduos com potencial agrícola produzido no estado do Acre como: lodo de esgoto, lodo de curtume, esterco e resíduos madeireiros.

As alterações na fertilidade em solos tratados com uso de resíduos são discutidas no terceiro capítulo onde é tratado o uso dos resíduos agroindustriais para fins agrícolas como fonte de nutrientes para as plantas avaliando a dinâmica dos nutrientes no sistema solo. O quarto capítulo versa sobre os impactos ambientais do uso de resíduos na Amazônia ocidental que quando dispostos de forma inadequada podem causar problemas em sistemas agrícolas e florestais na forma de contaminação dos resíduos quanto aos metais pesados.

O quinto capítulo tem como objetivo caracterizar os resíduos da atividade industrial madeireira no Acre, discutindo sobre sua origem, natureza, quantificação e alternativas de uso. O último capítulo trata da legislação ambiental atual com ênfase às normas brasileiras recentes e normas internacionais vigentes sobre o uso dos resíduos agroindustriais para fins agrícolas com base nos parâmetros edafoclimáticos do estado do Acre discutindo as bases para a elaboração das normas locais para disposição de resíduos.



Sumário

Apresentação	06
Capítulo 1 Principais resíduos agroindustriais produzidos no estado do Acre <i>Sandra Tereza Teixeira e Paulo Guilherme Salvador Wadt</i>	13
Capítulo 2 Potencial do uso de resíduos em áreas agrícolas no Acre <i>Sandra Tereza Teixeira e Rosana Cavalcante dos Santos</i>	37
Capítulo 3 Alterações na fertilidade em solos tratados com resíduos orgânicos <i>Mara Cristina Pessoa da Cruz, Carlos Alberto Kenji Taniguchi Manoel Evaristo Ferreira</i>	45
Capítulo 4 Impacto ambiental pelo uso de resíduos em solos <i>Wanderley José de Melo, Valéria Peruca de Melo, Gabriel Maurício Peruca de Melo e Liandra Maria Abaker Bertipaglia</i>	85
Capítulo 5 Resíduos das indústrias madeireiras no estado do Acre <i>Rosana Cavalcante dos Santos, Suelen Marina de Araújo Pontes Zenóbio Abel Gouvêa Perelli da Gama e Silva e Amauri Siviero</i>	129
Capítulo 6 Gestão dos resíduos sólidos do município de Sena Madureira, AC e seu potencial uso na agricultura <i>Rosana Cavalcante dos Santos, Keliany Souza de Lima, Amauri Siviero</i>	145
Capítulo 7 Legislação Ambiental: normas brasileiras para uso de resíduos <i>Luís Pedro de Melo Plese</i>	163



USO E MANEJO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS NA AMAZÔNIA OCIDENTAL

1



Sandra Tereza Teixeira e Paulo Guilherme Salvador Wadt

Resíduos agroindustriais

capítulo 1.

Principais resíduos produzidos no estado do Acre



Introdução

O desenvolvimento da agricultura de forma sustentável exige que novos produtos que possam ser utilizados como fertilizantes para as culturas conciliando a disposição dos resíduos agroindustriais gerados pela sociedade moderna em locais onde não causem danos ao meio ambiente.

Na Amazônia, dado o crescimento da população urbana e das atividades agroindustriais, tem sido crescente a produção de resíduos com potencial de uso como fertilizantes alternativos. Entretanto, a disposição final de muitos destes resíduos é uma etapa crítica, que quando negligenciada pode apresentar alto custo para a sociedade e ao meio ambiente.

Entre as diversas alternativas existentes para a disposição de resíduos, a utilização agrícola e florestal se apresenta como uma das mais convenientes e eficazes, sendo recomendada a sua utilização como condicionador de solo e ou fertilizante. A aplicação de resíduos agroindustriais em solos causa alterações nos atributos químicos, físicos e biológicos. Doravante os resíduos ainda podem conter em sua composição metais pesados e organismos patogênicos ao homem sendo necessário um monitoramento das áreas.

A normatização e a legislação sobre o uso agrícola de resíduos em atividades agrícolas é outro aspecto a ser avaliado. As normas devem ser preparadas com base em cuidadosos estudos e observações, e de acordo com a evolução desses conhecimentos devem ser revistas para fornecerem informações suficientes para não serem nem permissivas e nem restritivas a ponto de prejudicar diferentes segmentos da sociedade.

Desta forma, o livro "Uso e manejo de resíduos agroindústrias na Amazônia" aborda os principais resíduos que ocorrem na região sudoeste da Amazônia, discutindo aspectos relacionados à: ciclagem dos nutrientes no solo, legislação vigente e considerações de ordem econômica, propondo alternativas para os

produtores agrícolas destinar de forma adequada os resíduos.

Embora a literatura nacional disponha importantes contribuições nesta área esta obra tem como relevância fornecer bases seguras à normatização, manejo, fiscalização e controle da aplicação de resíduo em ambientes agrícolas para a região sudoeste da Amazônia com ênfase ao estado do Acre onde há uma carência de obras que reúnam informações sobre os prós e contras da utilização agrícola de resíduos gerados pelas indústrias.

Resíduos da indústria madeireira

O Brasil apresenta atualmente a segunda maior área de floresta do mundo, sendo superado apenas pela Rússia. O setor madeireiro é importante para a economia da Amazônia, gerando uma renda bruta de US\$ 2,3 bilhões e 380 mil empregos (FAO, 2005), representado principalmente por florestas plantadas, como por exemplo, os setores ligados à produção de celulose e carvão vegetal de florestas de eucalipto e o setor moveleiro nas florestas de pinus. No Estado do Acre, as indústrias madeireiras ainda se concentram em atividades extrativistas e na produção de serrados (tábuas, ripas, caibros), compensados e móveis devido aos estoques de matéria-prima disponíveis nesta região.

O tipo de processamento da madeira gera resíduos com características diferentes. As indústrias que processam madeira em tora para produção de compensados e serrados produzem, nas etapas iniciais de fabricação, grandes quantidades de casca e cavaco, que podem ser aproveitadas na geração de energia elétrica no próprio local, ou ainda transportadas com relativa facilidade caso sejam comercializadas, pois possuem dimensões que favorecem o seu armazenamento e manipulação.

or outro lado, empresas que processam a madeira serrada para a fabricação de produtos de maior valor agregado tendem a produzir resíduos em menor quantidade e com dimensões mais reduzidas, como a serragem e o pó de madeira. Esses resíduos são pouco utilizados devido à maior dificuldade de transporte.

Na indústria madeireira do Estado do Acre avalia-se que aproximadamente 67% da produção resulta em resíduos na forma de casca, cavaco, costaneira, pó de serra, maravalha e aparas (ACRE, 2004), os quais são pouco ou nada aproveitados.

Embora esses resíduos não possuam problemas quanto à presença de microrganismos ou substâncias orgânicas, sua aplicação em áreas agrícolas não é necessariamente benéfica para o sistema de produção, dada à baixa concentração de nutrientes essenciais nesses resíduos. Assim, a aplicação direta da serragem como fertilizante resulta em elevada imobilização de nutrientes essenciais, além de favorecer reações de óxido-redução que resultam em altas concentrações de espécies químicas reduzidas, como Mn^{+2} e Fe^{+2} . Outro problema da utilização desse tipo de resíduo está na elevada relação C/N, a qual dificulta a degradação microbiológica.

Por isso, o uso agrícola de resíduos madeireiros necessariamente envolve o processo de compostagem. Nesse processo, ocorre a oxidação do material orgânico por uma sucessão rápida de populações microbianas sob condições aeróbias, dando origem a um produto estabilizado, denominado composto, de coloração escura, em que os componentes orgânicos sofreram mineralização e processos de neossíntese, assumindo natureza coloidal.

Na compostagem dos resíduos madeireiros, o carbono (C) funciona como fonte de energia para os microrganismos. Depois da completa decomposição ou mineralização, os nutrientes podem ser disponibilizados para diversos usos como fertilizantes orgânicos ou organominerais, quando enriquecidos com outros fertilizantes industriais (Tabela 1).

Em função da alta relação C/N do material, devido a sua estrutura anatômica e à presença de grandes quantidades de substâncias recalcitrantes, a madeira é de difícil decomposição; por isso, a compostagem desse tipo de resíduo requer locais e metodologias adaptadas. Budziak et al. (2004) verificaram que o processo Kneer, compostagem com biorreatores, é eficiente para transformação de resíduos madeireiros em fertilizante orgânico em curto espaço de tempo (29 dias). Os autores observaram que durante a compostagem a matéria orgânica tornou-se mais alifática e rica em funções nitrogenadas.

Uma alternativa para a utilização desses resíduos madeiros está em seu potencial energético, podendo representar, no futuro, vantagens econômicas em relação a sua utilização na forma de composto para adubação orgânica. Estima-se que aproximadamente 60% da madeira extraída na região Amazônica seja desperdiçada nas serrarias durante o processamento primário, gerando 18 milhões de toneladas de resíduos (IBAMA, 2008).

Tabela 1. Caracterização dos materiais utilizados para obtenção de compostos a partir de serragem de granulometria fina e granulometria grossa com esterco de curral.

Materiais	C/N	N	C	P	K	Ca	Mg	S
	-g kg ⁻¹							
Serragem fina	201	1,9	382	0,09	0,7	2,0	3,0	0,54
Serragem grossa	210	1,9	398	0,08	1,1	1,3	3,1	0,78
Esterco de curral	12	25,0	306	39	11,9	18,3	8,8	4,33
Mistura fina	153	7,8	364	9,8	3,5	6,1	4,3	1,49
Mistura grossa	160	7,7	375	9,9	3,8	5,6	4,6	1,70
Composto fino	26	12,5	331	7,7	6,4	9,9	41,5	2,3
Composto grosso	22	14,5	320	13,4	9,7	14,0	58,3	3,8

Fonte: Melo et al. (2008).

Lodo de curtume

No processamento industrial das peles de animais são gerados vários resíduos sólidos denominados genericamente de lodo de curtume. Esses resíduos apresentam grande variabilidade e características próprias resultantes dos diferentes processos adotados nas indústrias curtidoras.

Especificamente para a única indústria curtidora no Estado do Acre são produzidos os seguintes resíduos: a) águas gerais: utilizadas em todo o processo, exceto o curtimento; b) lodo decantador primário: resíduo resultante do processo de decantação do tanque de águas gerais; c) lodo do processo de refluxo: efluente da etapa caleiro; d) lodo de caleiro: resíduo resultante do processo de caleamento (adição de cal para retirada de gorduras do couro); e) serragem cromada, resultante do processo de aplicação de sais de cromo no processo final de estabilização do couro, na etapa denominada piquel.

Esses resíduos representam em média mais de 50% do peso inicial da pele e possuem um elevado potencial poluente, sendo necessário o manejo correto para evitar contaminação ambiental, causada principalmente pelo elevado teor de cromo.

O cromo encontrado em resíduos de curtume está na forma de Cr(III), sendo utilizado para estabilizar as peles. A forma de Cr(VI) é altamente tóxica, podendo ocasionar câncer de pele. A oxidação de Cr(III) está diretamente ligada ao pH do solo,

1. PRINCIPAIS RESÍDUOS PRODUZIDOS NO ESTADO DO ACRE

quantidade de Cr(III) adicionada e presença de óxido de manganês (CASTILHOS et al., 2000). A oxidação de Cr(III) para Cr(VI) é favorecida em solos com pH menor do que 5.

Teixeira et al. (2009) não detectaram a oxidação de Cr(III) em Argissolos do Estado do Acre tratados com lodo de curtume. De acordo com os autores, a elevação dos valores de pH com adição de lodo de curtume e a possível complexação de Cr(III) com compostos orgânicos podem explicar a ausência de oxidação nos solos em estudo. Corroboram com esses resultados Castilhos et al. (2000) e Aquino Neto e Camargo (2000), porém os últimos não detectaram a presença de Cr(VI) em Latossolo Vermelho-Amarelo ao longo do período de incubação após aplicação de resíduos de curtume e CrCl₃.

O lodo de curtume, produzido durante o curtimento do couro, é constituído por macro e microutrientes essenciais às plantas (Tabela 2). No entanto, a disposição de resíduos provenientes da curtição do couro não deve ser feita de modo indiscriminado, pois dependendo do método de curtição utilizado, os resíduos podem apresentar metais pesados e substâncias tóxicas ao meio ambiente ou causar desequilíbrios nutricionais nas plantas.

Tabela 2. Caracterização química de resíduos de curtume em base seca.

Parâmetros	Konrad e Castilhos (2001)	Ferreira et al. (2003)	Alcântara et al. (2007)	Barajas-Aceves et al. (2007)
Teor sól. (g/kg)	-	390	-	-
pH	7,1	7,8	8,0	8,09
COT (g/kg)	298	65,1	239	257,8
N total (g/kg)	25,9	9,8	31,2	18,7
Relação C/N	-	6,6	-	-
NH ₄ ⁺	-	4,2	-	-
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	-	6,8	-	-
P total (g/kg)	2,5	2,0	1,06	7,5
Ca total (g/kg)	-	20	87,2	-
K (g/kg)	-	0,10	1,66	-
Mg (g/kg)	-	0,24	7,54	-
S (g/kg)	-	13	-	-
Cu (mg/kg)	-	19	-	14
Zn (mg/kg)	-	112	-	89
Fe (mg/kg)	-	6,3	-	-
Mn (mg/kg)	-	262	6,35	-
Na (g/kg)	-	8,4	52,5	-
Cr total (g/kg)	-	8,1	-	1.663
Cr ⁺³ (mg/kg)	36	-	-	4
Cd total (mg/kg)	-	0,14	-	-
Ni (mg/kg)	-	15	-	-
Pb (mg/kg)	-	15	-	-
Poder de neutralização	-	16	-	-

Em experimento realizado para caracterização dos resíduos de curtume em Rio Branco, AC (Tabela 3), verificou-se que o lodo de caleiro tem potencial para aproveitamento agronômico por apresentar altos valores de pH, menor teor de água e teor de elementos traços (Cd, Cr e Pb) abaixo dos limites estabelecidos pela legislação (SILVA et al., 2009).

Tabela 3. Caracterização dos resíduos da indústria de processamento de couro *wet blue*.

Variáveis	Cromo	Cádmio	Chumbo	Umidade	Sólidos totais	pH	CE
	Caleiro						
	mg kg ⁻¹	g kg ⁻¹			μS cm ⁻¹		
Tamanho da amostra	31,0	31,0	31,0	57,00	57,00	57	57
Média	18,9	0,5	0,9	84,08	15,92	11,82	1.536
Mediana	12,4	0,5	0,5	88,58	11,42	12,73	1.822
Moda	12,2	0,5	0,5	12,78	2,54	1,05	1.903
Desvio padrão	22,4	0,0	1,9	16,99	31,00	2,6	31
	Refluxo						
Tamanho da amostra	39	39	39	68	68	68	68
Média	55,82	0,5	6,55	92,76	7,24	10,71	1.834,44
Mediana	23,7	0,5	0,5	9,07	3,93	11,88	1.825
Moda	6,6	0,5	0,5	35,55	1,67	12,08	1.903
Desvio padrão	107,04	0	36,25	9,29	9,29	2,61	86,79
	Decantador						
Tamanho da amostra	42	42	42	71	71	71	71
Média	561,25	0,5	0,62	93,72	6,28	7,8	1.793,73
Mediana	389	0,5	0,5	94,18	5,82	7,28	1.800
Moda	3,7	0,5	0,5	85,61	2,8	6,65	1.903
Desvio padrão	496,47	0,0	0,69	2,18	2,18	1,62	224,81
	Águas gerais						
Tamanho da amostra	40	40	40	70	70	70	70
Média	394,92	0,52	0,88	95,49	4,51	8,15	1.817,43
Mediana	92,25	0,5	0,5	96,75	3,25	8,31	1.802
Moda	2,8	0,5	0,5	86,99	0,79	9,05	1.847
Desvio padrão	511,87	0,11	1,14	3,47	3,47	1,81	111

No lodo de curtume a relação C/N normalmente é muito baixa, da ordem de 7/1 (FERREIRA et al., 2003), ou até menor, 5/1 (BARAJAS-ACEVES; DENDOOVEN, 2001). Nessas condições ocorre uma rápida mineralização do nitrogênio orgânico, sendo isso essencial para o aproveitamento do N contido no lodo pelas plantas. Aquino Neto e Camargo (2000), estudando durante 132 dias a mineralização dos lodos de curtumes adicionados a dois Latossolos, um de textura argilosa e outro com textura média, observou a mineralização de 35% do N total do lodo de caleiro (sem crômio) e 4,8% do lodo do decantador primário contendo

crômio, fato atribuído à possível formação de complexos entre o metal e o material orgânico contido no lodo o que dificulta a ação dos microrganismos amonificadores.

De acordo com Konrad e Castilhos (2001), o lodo de curtume proporcionou rendimentos de matéria seca de soja superiores aos obtidos na testemunha, e o seu efeito residual é menor do que o determinado no tratamento com adição de NPK + calcário. Esse fato mostra que em determinados casos o lodo de curtume pode ser aplicado isoladamente na agricultura ou usado em associação com outros fertilizantes e corretivos comerciais, diminuindo assim os custos de produção.

Por outro lado, após aplicação de lodo de curtume em Argissolo do Estado do Acre, Silva (2008) verificou que houve redução no rendimento da matéria seca da parte aérea da planta de milho nos tratamentos com doses acima de 600 mg kg⁻¹ de N orgânico nos quais se utilizaram lodo de caleiro e lodo de decantador como fonte de nitrogênio (Tabela 4).

Tabela 4. Efeito da adição de nitrogênio mineral e orgânico (lodo de caleiro e lodo de decantador primário) sobre a produção de matéria seca em folhas (MS folha) e colmo (MS colmo), matéria seca total (MS total) da planta de milho, em vasos.

Tratamentos	MS folha	MS colmo	MS total
	g		
Testemunha	3,27 ab	2,11 Ab	5,39 ab
Testemunha mineral	9,24 cd	5,81 Cde	15,05 cd
Caleiro 300N*	10,20 d	6,62 De	16,82 d
Caleiro 600N*	7,90 cd	4,83 Bcd	12,73 cd
Caleiro 1.200N*	1,72 a	0,80 A	2,53 ab
Decantador 300N*	10,90 d	8,00 E	18,90 d
Decantador 600	5,90 bc	2,91 Abc	8,81 bc
Decantador 1.200N*	0,00	0,00	0,00

*mg kg⁻¹ de nitrogênio. Médias seguidas por mesma letra, na mesma coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%. Fonte: Silva (2008).

Fonte: Silva et al. (2009).

Embora tenha ocorrido fitotoxicidade em todos os tratamentos com aplicação de doses de N iguais ou superiores a 600 kg N ha⁻¹, essa foi maior nos tratamentos com lodo do decantador, nos quais a dose de 1.200 mg kg⁻¹ levou as plantas de milho à morte em apenas 7 dias após a emergência. Isso ocorreu provavelmente devido ao efeito salino do resíduo que apresenta em sua composição elevados teores de sódio. Segundo Taiz e Zeiger (2004), os efeitos da toxicidade iônica ocorrem quando as concentrações de íons prejudiciais, particularmente o Na⁺, Cl⁻ ou SO₄²⁻, acumulam-se na célula ocasionando uma alta relação Na⁺/K⁺ e também uma alta concentração de sais totais que inativam as enzimas e inibem a síntese proteica. Segundo Cordeiro (2001), elevadas concentrações de sal aumentam a pressão osmótica da solução do solo fazendo com que a disponibilidade de água para as plantas diminua, provocando deficiência, o que afeta seu crescimento.

Lodo de estação de tratamento de água (Leta)

As estações de tratamento de água têm como função tratar e distribuir água para a população de acordo com os padrões de qualidade estabelecidos pela Portaria nº 1.469 do Ministério da Saúde. Durante o tratamento da água são geradas grandes quantidades de lodo que se acumulam nos decantadores ou são descartadas diariamente, dependendo do regime de funcionamento da estação de tratamento.

O lodo de estação de tratamento de água (Leta) é um resíduo formado nos decantadores, resultado dos processos de floculação e coagulação. É uma mistura de poluentes (organismos patogênicos, elementos traços, substâncias orgânicas tóxicas), areia, silte, argila e substâncias húmicas presentes nas águas dos rios (Tabela 5).

Ainda não existem estudos suficientes e normatização para uso e possíveis efeitos da aplicação dos resíduos dos decantadores das estações de tratamento de água. Esses resíduos são classificados em sólido, especial, líquido e industrial, de acordo com a unidade produtora (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1999).

As razões para realizar o desaguamento do Leta, que pode apresentar até 99% de umidade, são similares as do lodo de esgoto: redução do custo de transporte para o local de disposição final, melhoria nas condições de manejo do lodo e redução do volume para disposição em aterro sanitário ou uso na agricultura.

Tabela 5. Caracterização química do lodo da estação de tratamento de água.

Parâmetros químicos						
COT	N total	P total	Mg	K	C/N	
g/kg						
10,5	2,0	1,0	4,0	2,0	5,0	
Metais						
Cu	Zn	Fe	Mn	Cd total	Ni	Cr total
mg/kg						(g/kg)
149	66	167,04	1,683	6	26	86

Fonte: Teixeira et al. (2007).

Acrescenta-se a essas razões o fato de que a água retirada pode ser tratada, retornando ao sistema de tratamento com economia, além de diminuir gastos com as atividades de lavagem dos filtros e descarga dos decantadores (SABESP, 1987).

Dentre as alternativas de disposição final do Leta tem-se a aplicação ao solo (agricultura, floresta, recuperação de áreas degradadas), aterros sanitários, fabricação de cimento e tijolos, compostagem (em mistura com lodo de estação de tratamento de esgoto) e produção de vasos.

A aplicação de Leta em solos agrícolas já é uma realidade em alguns estados norte-americanos. Esse procedimento tem provocado melhoria na estrutura do solo, elevação do pH, adição de nutrientes, aumento da umidade e aeração, mas também alguns efeitos negativos como aumento da adsorção de fósforo (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1999).

Skene et al. (1995) utilizaram o Leta com complementação mineral na cultura do feijão e observaram que não houve aumento de produção de matéria seca, bem como decréscimo da produção para os tratamentos sem complementação mineral. No entanto, houve redução da disponibilidade de fósforo no solo. Segundo os autores, a maior vantagem da utilização é a melhoria das características físicas do solo, principalmente dos mais arenosos,.

Silva et al. (2005) verificaram que a aplicação de Leta em solo degradado pela mineração de cassiterita na Floresta Nacional do Jamari, RO, aumentou os teores de macro e micronutrientes e o valor pH do solo, mas isoladamente não foi suficiente para recuperá-lo.

O Leta tem a capacidade de elevar o pH em função da cal hidratada utilizada no processo de tratamento de água. Teixeira (2004) verificou aumento do valor de pH de 5,5 para 7,9. Apesar do Leta apresentar características alcalinizantes (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1990), análises realizadas para determinar o poder neutralizante (PN = 28; CaO = 9,8% e MgO = 4,23%) indicaram que esse resíduo não pode ser considerado um calcário. Impurezas como argila e sílica diminuem o poder de neutralização do lodo de ETA. Bugbee e Frink (1985), utilizando lodo de ETA (coagulante: alumínio), conseguiram incrementos na ordem de 0,5 a 1,0 unidade de pH na camada de 0 cm–10 cm em solos de florestas, quando utilizaram o lodo com 22% de poder neutralizante (Tabela 6).

Esses autores constataram pequenos aumentos nos teores de matéria orgânica após adição de Leta, no entanto, ainda considerados baixos. A contribuição do Leta nessa variável é muito pequena em função dos baixos teores de matéria orgânica presentes no resíduo.

O fósforo é um nutriente que limita o crescimento das plantas. O Leta apresenta pequenas concentrações de fósforo total e altas concentrações de hidróxidos de ferro com potencial para adsorver o fósforo inorgânico (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1990). Os teores de fósforo disponível obtido pelo método da resina foram aumentados em relação à testemunha absoluta de 7 mg dm⁻³ para 18 mg dm⁻³. Mesmo assim, considerando as doses utilizadas, há duas explicações para os teores de P encontrados. Primeiro, o método da resina pode não ser adequado para solos tratados com Leta. Nesse caso, poderia ser utilizado o método de Olsen para extração de fósforo. Segundo, o Leta tem grande capacidade de adsorção de fósforo, como já relatado por outros autores (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1990; ELLIOT; SINGER, 1988; SKENE et al., 1995), em função dos altos teores de hidróxido de ferro e da argila. Essa seria então a mais importante consequência da aplicação de Leta em solos agrícolas.

Tabela 6. Valores médios encontrados para pH em CaCl₂, matéria orgânica (M.O.), P resina em solo degradado 210 dias após a aplicação de lodo de ETA.

Tratamentos	pH em CaCl ₂	M.O.	P resina
		g dm ⁻³	mg dm ⁻³
Testemunha	6,15 b	2,13 b	14,13 a
Fatorial	7,86 a	5,4 a	16,67 a
Teste F	2717,21**	195,51**	1,75 ns
Testemunhas			
Testemunha absoluta	5,92 a	2,00 a	7,00 b
Testemunha química	6,37 b	2,25 a	21,25 a
Doses			
D ₁₀₀	7,89 a	5,15 a	17,25 a
D ₁₅₀	7,89	5,30 ab	15,00 a
D ₂₀₀	7,87 a	5,75 a	18,10 a
Teste F Dms (5%)	0,54 ns 0,07	5,04* 0,48	1,09 ns 4,33
Plantas			
<i>Stizolobium aterrimum</i>	7,87 a	5,58 a	16,50 a
<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia	7,89 a	5,17 a	16,67 a
<i>Senna multijuga</i>	7,87 a	5,58 a	15,16 a
<i>Canavalia ensiformis</i>	7,90 a	5,25 a	16,67 a
<i>Brachiaria decumbens</i>	7,87 a	5,41 a	19,75 a
Teste F Dms (5%)	0,51 ns 0,10	1,12 ns 0,72	1,06 ns 6,56
Interação doses x plantas	0,70 ns	1,22 ns	0,41 ns
CV (%)	1,15	12,41	34,17

D₁₀₀, D₁₅₀ e D₂₀₀ correspondem às doses de 100, 150 e 200 mg de N/kg de solo degradado na forma de lodo de ETA. Médias com letras distintas na vertical diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Fonte: Teixeira (2004).

Lodo da estação de tratamento de esgoto (ETE)

Lodo de esgoto é um resíduo semissólido resultante do tratamento dos esgotos ou de águas servidas, cuja composição (Tabela 7), predominantemente orgânica, varia em função da sua origem, do sistema de tratamento do esgoto e do próprio lodo dentro das estações (ABREU JÚNIOR, 2005).

Tabela 7. Caracterização química do lodo de esgoto.

Parâmetros	Vieira (2005)	Melo et al. (2004)	Lemainski e Silva (2006)	Pires e Mattiazzo (2007)	Herrera et al. (2008)
pH	6,6	-	5,8	7,4	8,8
COT (g/kg)	248,2	347,83	-	115,1	-
N total (g/kg)	26	36,54	41,2–53,3	9,6	29
Relação C/N	-	-	-	-	7,2
NH ₄ ⁺	1.566,9	-	-	-	-
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	106,2	-	-	-	-
P total (g/kg)	15,9	17,15	39,9–37,1	19,9	-
Ca total (g/kg)	40,3	26,95	15,9–26,7	132,6	41
K (g/kg)	1,0	1,62	3,5–4,5	1,9	0,4
Mg (g/kg)	3,0	3,68	6,7–7,11	2,6	-
S (g/kg)	-	-	-	7,2	-
Cu (mg/kg)	1.058	-	138–156	-	-
Zn (mg/kg)	518,4	2.716,96	-	1.926,9	420
Fe (mg/kg)	54,18	20.294,45	23.685–26.161	-	-
Mn (mg/kg)	429,5	248,25	116–138	-	-
Na (g/kg)	-	-	700–900	0,3	-
Cr total (g/kg)	-	-	33,1–39,6	477,7	-
Cd total (mg/kg)	-	-	2,3–2,5	20,3	10
Ni (mg/kg)	-	-	12,7–19,1	155,8	50
Pb (mg/kg)	-	219	90,4–95,6	-	170

De acordo com Lemainski e Silva (2006), os Estados Unidos e a Europa produzem cerca de 20 milhões de toneladas por ano de biossólidos, base seca, com rotas respectivas de disposição final em aterros (41% a 42%), uso agrícola (25% a 36%), incineração (11% a 16%), em oceanos (5% a 6%) e outras formas, como reflorestamento e recomposição de áreas degradadas, em 12% e 6% (TSUTIYA, 2001).

O Brasil produz entre 150 mil e 220 mil toneladas de biossólido, base seca, por ano, com perspectiva de aumentar expressivamente o processamento nesta década. Grande parte do resíduo ainda não tem destinação, ficando armazenado no pátio das estações de tratamento de esgoto. Há de se destacar que é relativamente pequeno o volume de lodo gerado em muitos municípios localizados em regiões agrícolas ou próximo delas, os quais não apresentam os problemas da intensa industrialização. Ao passo que nas grandes metrópoles, além do grande volume gerado e da falta de área para construção de aterros, a distância dos centros agrícolas encarece a disposição (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

A principal opção para reciclagem de lodo de esgoto é o seu uso como condicionador de solos agrícolas. Entretanto, a possível presença de poluentes como metais pesados, patógenos e compostos orgânicos persistentes pode provocar impactos ambientais negativos.

Com base na composição do lodo de esgoto muitos trabalhos constataram a melhoria da fertilidade do solo e o aumento da produção agrícola (CEOLATO, 2007; MELO; MARQUES, 2000; PIRES; MATTIAZZO, 2007). A pesquisa agora caminha para a avaliação da qualidade do solo após o uso de resíduos. Dessa forma, Andrade et al. (2005) verificaram que após 5 anos de aplicação do biossólido o teor total de C no solo não diferiu entre os tratamentos para as cinco profundidades avaliadas até 60 cm. A qualidade da matéria orgânica foi afetada somente na camada 0 cm–5 cm do solo no tratamento que recebeu a maior dose de biossólido (40 t ha⁻¹) e na fertilização mineral e caracterizou-se pelo aumento da participação de lignina.

As questões que permanecem sobre o uso agrícola do lodo de esgoto são:

- a) há poucos experimentos avaliando o efeito de aplicações a longo prazo, principalmente com relação à disponibilidade de elementos traços e a organismos patogênicos, que podem permanecer inativos por longos períodos;
- b) as normas para aplicação não consideram as condições edafoclimáticas em que o resíduo será disposto. A Resolução nº 001/07 da Secretaria de Meio Ambiente do Paraná (PARANÁ, 2007) faz a primeira aproximação considerando a aptidão do solo e as restrições locais para aplicação de lodo de esgoto.

Resíduos da casa de farinha

Em 2007, o Estado do Acre possuía 31,5 mil hectares ocupados com a cultura da mandioca (*Manihot esculenta*), constituindo-se o terceiro maior produtor da região Norte do Brasil.

As principais formas de processamento da mandioca no Brasil são a farinha e a extração do amido. A primeira gera principalmente resíduos sólidos, enquanto a segunda, líquidos. Os resíduos sólidos são a casca marrom, a casca interna, raízes não utilizáveis, farelo, bagaço e restos de farinha. Os resíduos líquidos gerados durante a prensagem da mandioca para fabricar a farinha e durante a extração do amido são denominados manipueira. Na extração do amido, a manipueira (água vegetal) é diluída pela água utilizada no processo, reduzindo sua carga orgânica e o conteúdo de cianídeos (Figuras 1 e 2).

A mandioca é o mais forte produto econômico da região do Vale do Juruá. A farinha de mandioca é processada no estado de forma artesanal em pequenas unidades denominadas casas de farinha, localizadas no próprio local de produção, que utilizam matéria-prima e mão de obra provenientes da agricultura familiar. A farinha e os subprodutos, como a goma e os biscoitos, são vendidos para outros estados.

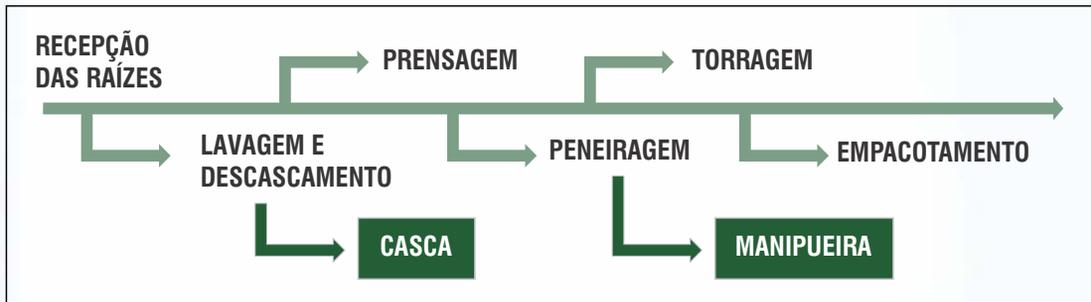


Figura 1. Fluxograma simplificado da fabricação de farinha.

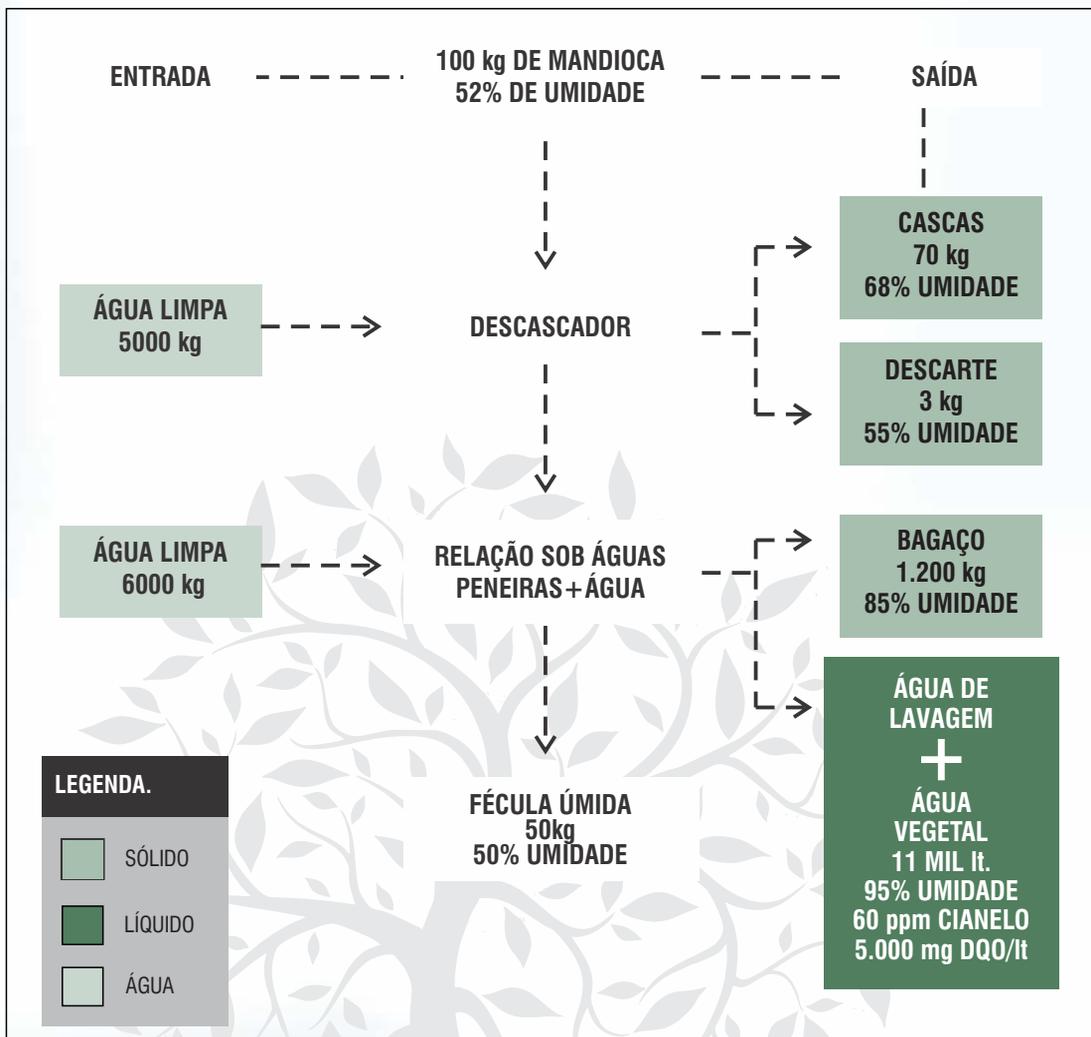


Figura 2. Fluxograma simplificado de produção de polvilho.

Fonte: Lima (2001).

De acordo com Cardoso (2005), alguns dos resíduos sólidos gerados no processo da industrialização da mandioca são:

^{2|21} **Casca:** gerada na operação de lavagem-descascamento, é um tipo de material constituído de uma película fina cerosa, de cor marrom. A casca pode conter pedaços da entrecasca e uma quantidade significativa de amido.

^{2|21} **Massa fibrosa (farelo ou bagaço):** gerada na etapa de separação do amido pelo processo de lavagem, é um resíduo sólido composto pelo material fibroso da raiz, contendo parte do amido que não foi extraído no processamento, sendo impossível sua extração total por processos físicos.

^{2|21} **Água de lavagem das raízes:** gerada no lavador-descascador carrega consigo baixa concentração de matéria orgânica e volume considerável de material em suspensão, geralmente terra e casca, que pode ser separado por decantação e peneiramento. Uma vez separados os sólidos suspensos, constitui-se basicamente da água captada pela indústria, contendo ainda em suspensão ou dissolução baixo teor de matéria orgânica originária das raízes e carregada pela água devido à maceração ou quebra.

^{2|21} **Água vegetal ou manipueira:** efluente composto pela água de constituição das raízes (água intracelular) (Figura 3).

^{2|21} **Água de extração da fécula:** mais diluída, apresenta maior volume em relação ao mesmo resíduo originário de farinheiras, porém com cargas orgânicas mais baixas. A umidade é muito alta, em torno de 95%, e a demanda química de oxigênio fica ao redor de 6.000 mg L^{-1} de O_2 .

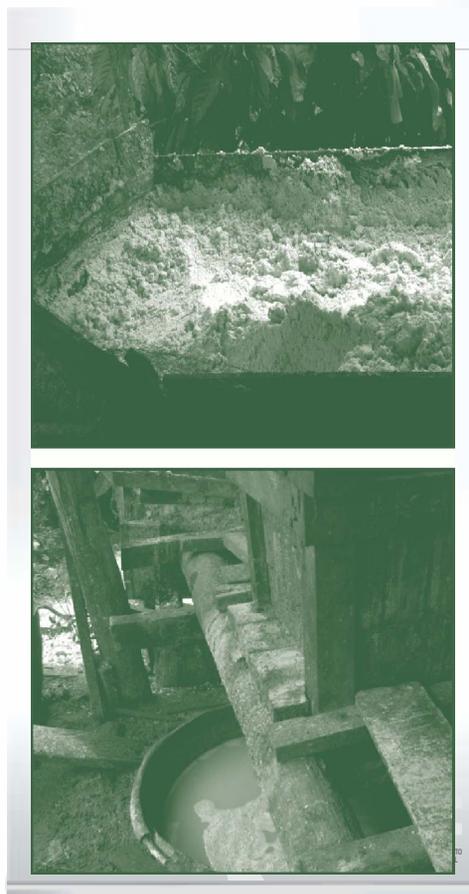


Figura 3. Resíduos da casa de farinha: a) farelo; b) manipueira.

Fotos: Sandra Tereza Teixeira

Os efluentes líquidos, na maioria das unidades de processamento, não recebem nenhum tipo de tratamento antes de serem lançados em corpos d'água, exceto em alguns casos em que passam por processo de tratamento em lagoas de estabilização.

A água residual pode apresentar-se com variadas concentrações, dependendo da forma de processamento das raízes. O potencial poluente de um resíduo pode ser avaliado por meio de alguns parâmetros: carga orgânica medida pela DQO (demanda química de oxigênio) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio).

O principal resíduo gerado nas casas de farinha é a manipueira, nome indígena brasileiro designativo do extrato líquido das raízes de mandioca. Esse subproduto da fabricação da farinha de mandioca era praticamente desprezado sem qualquer aproveitamento econômico (PONTE, 1992).

A manipueira caracteriza-se como um extrato líquido, com aspecto leitoso, contendo de 5% a 7% de fécula, glicose, ácido cianídrico, bem como outras substâncias orgânicas (carboidratos, proteínas e lipídeos) e nutrientes minerais (FIORETTO, 2001).

A composição química da manipueira (Tabela 8). sustenta a potencialidade do resíduo como adubo, haja vista a sua riqueza em potássio, nitrogênio, magnésio, fósforo, cálcio e enxofre, além de ferro e micronutrientes em geral.

Tabela 8. Composição química dos resíduos da casa de farinha.

Nutrientes	Manipueira	Casca		
	Fioretto (2001)	Pinho (2007)	Inoue (2008)	Inoue (2008)
N	0,15%	0,192%	202,5 mg/L	3,43 g/kg
P	255,8 mg/kg	0,114%	130,50 mg/L	1,52 g/kg
K	51,22 meq/L	0,019%	953,67 mg/L	16,29 dag/kg
Ca	12,66 meq/L	0,013%	-	-
Mg	-	0,033%	-	-
C	-	-	2,77 g/L	16,47 dag/kg
pH	-	4,14	3,68	6,7

Vários procedimentos podem ser usados para eliminar o grau poluidor da manipueira no meio ambiente. O resíduo líquido pode ser fonte de material bruto para processos fermentativos, como a produção de biomassa lipídica, produção de biogás (INOUE, 2008), ácido cítrico, fertirrigação (PANTAROTO; CEREDA, 2001), defensivo agrícola (PONTE, 1992) e adubo foliar (PONTE et al., 1997).

O uso agrícola da manipueira foi reportado por Pinho (2007) que avaliou alterações nos atributos químicos e biológicos de solos com diferentes texturas. O autor verificou aumento no valor pH do solo e nos teores de Mg^{+2} , K^+ e P. Não houve alteração nos parâmetros biológicos avaliados (respiração, biomassa e atividade enzimática da fosfatase). Em estudo complementar, o autor observou que a produção de matéria seca esteve mais ligada à textura do solo do que à aplicação da manipueira. A produção de matéria seca da parte aérea da mandioca foi maior em solos de textura arenosa, provavelmente em função da facilidade de crescimento de raízes e boa drenagem. Não houve diferença na produção de matéria seca das raízes.

Estudos de Saraiva et al. (2007) corroboraram com o autor anterior quando observaram respostas positivas na utilização da manipueira na cultura do milho. Entretanto, estudando o efeito de cinco doses ($0\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, $80\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, $120\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$, $160\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$ e $200\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$) na cultura da mandioca, Fioretto (1994) verificou que todos os tratamentos nos quais se utilizou manipueira produziram menos do que a testemunha.

Conclusão

O aproveitamento de resíduos em áreas agrícolas envolve várias etapas das quais se destacam a caracterização (amostragem e análises químicas, físicas e biológicas), aptidão do solo para receber o resíduo, sociedade e legislação.

Quanto aos principais resíduos gerados no Estado do Acre (indústria madeireira, casas de farinha, estações de tratamento de água e esgoto e da indústria curtidora), ainda há carência de informações locais que possibilitem o melhor aproveitamento desses resíduos em áreas agrícolas.

Referências bibliográficas

- ABREU JR., C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. da; CARDOSO, E. J. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4, p. 391-470.
- ACRE. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Naturais. **Inventário de resíduos sólidos industriais do Estado do Acre**: informações básicas. Rio Branco: MMA: FMA: SEMA, 2004. 32 p.
- ALCANTARA, M. A. K.; AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. Mineralização do nitrogênio em solos tratados com lodos de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 4, p. 547-555, abr. 2007.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Commercial application and marketing of water plant residuals**. Denver: American Water Works Association, 1999. 186 p.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION **Land application of water treatment sludges**: impacts and management. Denver: American Water Works Association, 1990. 100 p.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de C e N em latossolo tratado com biossólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 803-816, set./out. 2005.
- AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A. Acúmulo de cromo em alfaca cultivada em dois Latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 225-235, 2000.
- BARAJAS-ACEVES, M.; DENDOVEEN, L. Nitrogen, carbon and phosphorus mineralization in soils from semiarid highlands of central Mexico amended with tannery sludge. **Bioresource Technology**, v. 77, n. 2, p. 121-130, apr. 2001.
- BARAJAS-ACEVES, M.; VELASQUEZ, R. O.; VÁSQUEZ, R. R. Effects of Cr³⁺, Cr⁶⁺ and tannery sludge on C and N mineralization and microbial activity in semi-arid soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 143, n. 1/2, p. 522-531, may 8, 2007.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349 p.
- BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2004.
- BUGBEE, G. J.; FRINK, C. R. Alum sludge as a soil amendment: effects on soil properties and plant growth. **Bulletin 827**, p. 1-7, nov. 1985.
- CARDOSO, E. **Uso de manipueira como biofertilizante no cultivo do milho: avaliação do efeito no solo, nas águas subterrâneas e na produtividade do milho**. 2005. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Extremo Sul, Criciúma.
- CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. V. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 6, p. 71-76, 2000.
- CEOLATO, L. C. **Lodo de esgoto líquido na disponibilidade de nutrientes e alteração dos atributos químicos de um Argissolo**. 2007. 52 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP.

CORDEIRO, G. G. **Salinidade em agricultura irrigada** (conceitos básicos e práticos). Petrolina, PE: Embrapa Semi-Árido, 2001. 38 p. (Embrapa Semi-Árido. Documentos, 180).

ELLIOTT, H. A.; SINGER, L. M. Effect of water treatment sludge and elemental composition of tomato (*Lycopersicon esculentum*) shoots. **Communication in soil science plant analysis**, v. 19, n. 3, p. 345-354, 1988.

FAO. 2005. Global Forest Resources Assessment 2005. Disponível em: < <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2005/en/>>. Acesso em: 27 nov. 2009.

FERREIRA, A. S.; CAMARGO, F. A. O.; TEDESCO, M.; BISSANI, C. A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 755-768, jul./ago. 2003.

FIORETTO, R. A. Uso direto da manipueira em fertirrigação. In: CEREDA, M. P. (Coord.). **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001. v. 4, p. 67-79.

FIORETTO, R. A. Uso direto da manipueira em fertirrigação. In: CEREDA, M. P. (Coord.). **Resíduos da industrialização da mandioca no Brasil**. São Paulo: Paulicéia, 1994. p. 51-80.

GLORIA, N. A. Uso agrônomo de resíduos. In: REUNIAO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRICAÇÃO DE PLANTAS, 20, 1992, Piracicaba. **Adubação, produtividade e ecologia**. Campinas: Fundação Cargill, 1992. p. 195-211.

HERRERA, F.; CASTILLO, J. E.; CHICA, A. F.; LÓPEZ BELLIDO, L. Use of municipal solid waste compost (MSWC) as a growing medium in the nursery production of tomato plants. **Bioresource Technology**, n. 99, n. 2, p. 287-296, jan. 2008.

IBAMA. **Ibama em números**. 2008. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/institucional/ibama-emnumeros>>. Acesso em: 10 maio 2010.

INOUE, K. R. A. **Produção de biogás, caracterização e aproveitamento agrícola de biofertilizante obtido na digestão da manipueira**. 2008. 92 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Atividade microbiana em um Planossolo após adição de resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 7, n. 2, p. 131-135, 2001.

LEMAINSKI, J.; SILVA, J. E. Avaliação agrônômica e econômica da aplicação de biossólido na produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 10, p. 1477-1484, 2006.

LIMA, J. W. C. **Análise ambiental: processo produtivo de polvilho em indústrias do extremo sul de Santa Catarina**. 2001. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. **Compostagem**. Disponível em: <www.ambientenet.eng.br/TEXTOS/COMPOSTAGEM.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2008.

MELO, V. P.; BEUTLER, A. N.; SOUZA, Z. M.; CENTURION, J. F.; MELO, W. J. Atributos físicos de Latossolos adubados durante cinco anos com biossólidos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 1, p. 67-72, 2004.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguaruina: Embrapa Meio Ambiente, 2000, p. 45-67.

PANTAROTO, S.; CEREDA, M. P. Linamarina e sua decomposição no ambiente. In: CEREDA, M. P. (Coord.). **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. São Paulo: Fundação Cargill, 2001. v. 4, p. 38-47.

PINHO, M. M. C. A. **Reaproveitamento de resíduo do processamento da mandioca (manipueira): avaliação de impactos químicos e microbiológicos no solo e utilização como fertilizante**. 2007. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

1. PRINCIPAIS RESÍDUOS PRODUZIDOS NO ESTADO DO ACRE

PIRES, A. M. M.; MATTIAZZO, M. E. Cinética de solubilização de metais pesados por ácidos orgânicos em solos tratados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 143-151, jan./fev. 2007.

PONTE, J. J. Histórico das pesquisas sobre a utilização da manipueira (extrato líquido das raízes de mandioca) como defensivo agrícola. *Revista Fitopatologia Venezuelana*, Maracay, n. 5, v. 2, p. 2-5, 1992.

PONTE, J. J. da; SANTOS, J. H. R. Eficiência da manipueira no controle de duas pragas da citricultura. Fortaleza: UFC, 1997. 7 p. (Boletim Técnico).

SABESP. Recuperação de águas de lavagens, tratamento e disposição de resíduos sólidos das ETAs da RMSF. *Revista DAE*, v. 47, n. 150, p. 216-219, 1987.

SARAIVA, F. Z.; SAMPAIO, S. C.; QUEIROZ, M. M. F.; NOBREGA, L. H. P.; GOMES, B. M. Uso da manipueira no desenvolvimento vegetativo do milho em ambiente protegido. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 1, p. 30-36, 2007.

PARANÁ. Resolução SEMA Nº 001, de 11 de janeiro de 2007. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUC_AO_SEMA_01_2007.pdf>. Acesso: 25 maio 2009.

SILVA, A. L. F. Risco de salinização no solo após aplicação de lodo de curtume. 2008. 58 f. Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC.

SILVA, E. T.; MELO, W. J.; TEIXEIRA, S. T. Chemical attributes of degraded soil after application of water treatment sludges. *Scientia Agrícola*, v. 62, n. 6, p. 554-563, 2005.

SILVA, L. M. da; TEIXEIRA, S. T.; PIRES, A. M. M.; PEREZ, D. V.; WADT, P. G. S. Caracterização química de resíduos de curtumes e seu potencial agrônomo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., 2009, Fortaleza. O solo e a produção de bioenergia: perspectivas e desafios. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, [2009]. 1 CD-ROM.

SKENE, T. M.; OADES, J. M.; KILMORE, G. Water treatment sludge: a potential plant growth medium. *Soil use and Management*, v. 11, n. 1, p. 29-33, mar. 1995.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal*. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.

TEIXEIRA, S. T. Aplicação de lodo de estação de tratamento de água em solo degradado por mineração de cassiterita. 2004. 85 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

TEIXEIRA, S. T.; LEAL, I.; WADT, P. G. S.; PEREZ, D. V.; SILVA, L. M. da. Manejo de resíduos de curtume em solos amazônicos: plintossolo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., 2009, Fortaleza. O solo e a produção de bioenergia: perspectivas e desafios. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, [2009]. 1 CD-ROM.

TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J.; SILVA, E. T. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. *Soil Biology Biochemistry*, v. 39, n. 6, p. 1348-1354, jun. 2007.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. (Ed.). *Biossólidos na agricultura*. 1. ed. São Paulo: Sabesp, 2001. p. 133-180.

VEIRA, R. F.; TANAKA, R. T.; TSAI, S. M.; PÉREZ, D. V.; SILVA, C. M. M. de S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, DF, v. 40, n. 9, p. 919-926, set. 2005.



2



Sandra Tereza Teixeira e Rosana Cavalcante dos Santos

Uso em áreas agrícolas

capítulo 2.

Potencial do uso de resíduos em áreas agrícolas



Introdução

.As indústrias brasileiras de fertilizante têm registrado sucessivos aumentos nos indicadores de produção e vendas, bem como de importações, uma vez que os produtores rurais utilizam maior volume de N, P e K, visando obter ganhos de produtividade. Observa-se que essas indústrias têm operado no limite da sua capacidade instalada, dada a expansão da produção nacional, que cresce cada vez mais em termos de participação sobre a oferta.

Segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (Anda), 74% do NPK consumido no Brasil em 2007 foi importado. A alta dependência externa preocupa órgãos governamentais que têm estudado e incentivado medidas para aumentar a produção nacional, seja na exploração de novas jazidas, ou em pesquisas de matrizes alternativas de fertilizantes.

O aproveitamento agrícola de resíduos surge como uma alternativa para suprir as necessidades das culturas, mesmo em produtividades elevadas. O poema épico *Odisséia* (700 a.C) refere-se a essa prática secular, mencionando a aplicação de esterco em videiras (LOPES; GUILHERME, 2007). Na sociedade atual, o volume gerado e seu potencial poluente têm impulsionado estudos, para caracterizar os resíduos e orientar sua disposição.

Com o maior uso de resíduos orgânicos nas lavouras é possível diminuir, ao longo dos anos, a aplicação de adubos minerais e melhorar a qualidade do solo. Intensificando-se o uso de resíduos no solo poderá haver uma redução no consumo de matérias-primas utilizadas na fabricação de fertilizantes minerais, diminuindo-se a poluição e o consumo de energia associados à extração e industrialização de recursos naturais.

Todavia, alguns resíduos podem conter microrganismos patogênicos e elementos traços, sendo seu uso restrito a determinadas culturas ou somente liberado para aplicação no solo após processos de tratamento, como por exemplo, a compostagem.

Dessa forma, apesar dos avanços no aproveitamento de resíduos observados nas últimas décadas, ainda há grande lacuna sobre o potencial de uso desses materiais no solo.

O aproveitamento agrícola de resíduos pode ser entendido em cinco dimensões: solo, resíduo, ambiente, sociedade e legislação (Figura 1).



A disposição no solo tem sido sugerida como principal alternativa para o descarte de resíduos, devido à capacidade desse corpo natural em mitigar efeitos poluentes e estabilizar o material orgânico. Segundo Araújo (2007), isso se deve às funções ecológicas do solo, destacando-se: produção de biomassa, filtração, tamponamento e transformação da matéria para proteger o ambiente da poluição das águas subterrâneas e dos alimentos, além de ser habitat biológico e reserva genética de plantas, animais e microrganismos.

A atividade decompositora do solo é dominada pelos microrganismos considerados consumidores primários e caracterizada pela elevada atividade respiratória, o que lhes confere o papel de agentes principais de mitigação do impacto ambiental de resíduos orgânicos no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

A aptidão dos solos para uso de resíduos envolve aspectos ambientais e edáficos. Os primeiros estão relacionados com a proximidade da área de aplicação a nascentes, cursos de água, canais, poços, minas, áreas de produção olerícolas, áreas residenciais e de frequência pública. Os aspectos edáficos se relacionam às características do solo, como profundidade, textura, susceptibilidade à erosão, drenagem, relevo, pedregosidade, hidromorfismo e pH (ANDREOLI et al., 2009; PARANÁ, 2007).

Nem todas as classes de solos são aptas a receberem resíduos. De acordo com USEPA (1979), as características do solo relacionadas com sua capacidade de suporte à aplicação de lodo de esgoto são: profundidade, alta capacidade de

infiltração e percolação, textura fina, suficiente para garantir alta retenção de água e nutrientes, drenabilidade e aeração adequadas e pH alcalino a neutro, para reduzir a mobilidade e solubilidade de metais pesados. Andreoli et al. (2000), em diagnóstico do potencial dos solos da região de Maringá para disposição de lodo de esgoto, verificaram que 290 mil hectares (80%) da área possuem potencial para uso do lodo com 99,5% das espécies cultivadas não apresentando restrição.

A utilização da classe de aptidão do solo para a disposição de resíduos já é norma adotada pela Secretaria de Meio Ambiente do Paraná (PARANÁ, 2007).

O resíduo deve ser caracterizado, avaliando-se a sua composição química, características físicas e sanitárias, quantidade gerada e regime de liberação (GLÓRIA, 1992).

A caracterização de um resíduo orgânico, para verificar o seu potencial de uso agrícola, deve considerar os seguintes aspectos: a) matéria-prima empregada e suas características, quanto à quantidade, tipo e origem; b) produtos acrescentados ao processo, quanto à quantidade, tipo e etapa; c) regime de produção, se é contínuo, intermitente ou sazonal, e quanto ao tipo e quantidade, no caso de ser sólido, ou ao regime de vazão do efluente, se líquido; d) estado físico e temperatura; e) pré-tratamentos aplicados (ABREU JÚNIOR et al., 2005). Ainda é necessário considerar a reação, se é ácido ou alcalino, a condutividade elétrica e a presença de odores, patógenos e compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos.

Em estudo realizado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2004), verificou-se que os problemas relacionados aos resíduos sólidos gerados nas cidades amazônicas são semelhantes aos observados nas demais regiões brasileiras. Conforme estudo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2002), a quantidade de resíduo gerado por esses centros urbanos varia em relação à faixa de habitantes. No estudo feito pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2004) observou-se que os resíduos urbanos amazônicos têm em sua composição em torno de 52,9% de matéria orgânica; 5,3% de metais; 1,70% de materiais plásticos; 3,1% de vidro; 12,2% de papel; e 10,80% de outros materiais.

Os dados citados possibilitam inferir sobre o potencial de reciclagem desses materiais, principalmente da matriz orgânica, em áreas agrícolas, onde podem

representar uma fonte alternativa de fertilizantes, especialmente em pequenas unidades de agricultura familiar próximas aos centros urbanos, contribuindo para o desenvolvimento sustentável da região.

Além dos resíduos urbanos e industriais, na região Amazônica também são representativas as produções de resíduos agroindustriais como casca de mandioca, manipueira, torta de cupuaçu, fibra de coco, torta da produção de óleo de dendê e pescados, dentre outros.

Com relação às dimensões sociedade e legislação, devem-se analisar fatores culturais e a viabilidade econômica do emprego dos resíduos no solo. O estabelecimento de normas exige certo amadurecimento da sociedade, evitando-se a rejeição preconcebida dessa alternativa de disposição final por desconhecimento. O essencial é que, com base em aspectos técnicos, sejam estabelecidos os parâmetros de quantidades e condições para aplicação. Maia (2006) verificou que a aceitabilidade dos produtores rurais para o uso do lodo de esgoto como insumo agrícola no Distrito Federal foi de 8%, enquanto 43% dos consumidores urbanos admitiram consumir alimentos produzidos com fertilização por lodo de esgoto.

Com relação à viabilidade econômica, o principal problema é o alto teor de água presente nos resíduos, como ocorre, por exemplo, em lodo de esgoto, vinhaça e manipueira. Silva (2007) ressalta que o teor de água do resíduo condiciona a dose a ser aplicada nas lavouras e o valor final do produto, principalmente quando requer transporte em longas distâncias. Trannin et al. (2005) observaram que o uso de fertilizante de biossólido industrial, numa taxa de aplicação de 10 t ha^{-1} (base seca), deve ser feito a uma distância de 66 km da fonte geradora, para garantir viabilidade econômica. Entretanto, em culturas agrícolas, os autores sugerem que o custo de transporte seja, parcial ou integralmente, assumido pelas empresas geradoras, o que pode ser equivalente aos custos para se manter o biossólido em lagoas de estabilização ou de incineração.

Lemainski e Silva (2006) também estimaram o custo do uso de biossólido em áreas agrícolas, simulando uma propriedade distante 100 km da ETE-Brasília-Norte da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb), em condições

semelhantes às de uma área experimental, onde foi realizada aplicação de biossólido e fertilizante mineral. A valoração do biossólido foi definida com base no preço de mercado do fertilizante mineral, utilizando-se o método do custo de reposição sugerido por Motta (1997). Os autores estimaram em R\$ 30,44 t⁻¹ o valor do biossólido úmido da Caesb, considerando, exclusivamente, o custo de reposição de N, P e K. A elevada umidade do biossólido é determinante desse valor relativamente baixo, entretanto, no caso de redução da umidade de 900 g kg⁻¹ para 500 g kg⁻¹, o valor do biossólido em NPK aumentaria para R\$ 152,20 t⁻¹, representando um acréscimo de 400% (SILVA et al., 2002).

O alto teor de água geralmente presente em lodo de esgoto inviabiliza seu transporte para áreas distantes da fonte geradora, e a sua redução diminui o volume a ser transportado e, conseqüentemente, o seu custo de aplicação (FARIA, 2007). De acordo com o autor, o uso de altas taxas de aplicação de biossólido em floresta de eucalipto é inviável, devido ao elevado custo de transporte, não sendo econômico utilizar baixas taxas de aplicação complementando-as com fertilizantes minerais no plantio.

Estudos sobre os efeitos a longo prazo do uso de resíduos na agricultura são incipientes em todo o País, embora sejam essenciais para que se chegue ao embasamento técnico necessário à criação das normas aplicáveis, evitando os problemas ambientais decorrentes do descarte inadequado.

Quando as cinco dimensões interferentes (solo, resíduo, ambiente, sociedade e legislação) são consideradas e conectadas, o aproveitamento de resíduos em solos agrícolas pode ser possível, agregando-se algum valor econômico a esses materiais.

Considerando-se as dimensões do problema e as possibilidades de aproveitamento agrícola, esta obra tem por objetivo discutir o estado da arte sobre os impactos da utilização de resíduos sobre a fertilidade do solo (capítulo 2), apresentar os riscos associados quanto a presença de substâncias tóxicas, em especial os elementos traços (capítulo 3) e abordar as questões relacionadas a legislação para a disposição de resíduos (capítulo 4) e, finalmente, discutir alguns dos principais resíduos gerados no Estado do Acre (capítulo 5).

Referências bibliográficas

ABREU JUNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. de C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. da; CARDOSO, E. J. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4. p. 391-470.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; CASTRO, L. A. de C. **Diagnóstico do potencial dos solos da região de Maringá** para disposição final do lodo gerado pelos sistemas de tratamento de esgoto do município. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: ABES/APRH, 2000. v. 1, p. 403 - 419.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S.; FREGADOLLI, P.; CASTRO, L. A. R. Diagnóstico do potencial dos solos da região de Maringá para disposição final do lodo gerado pelos sistemas de tratamento de esgoto do município. **Sanare**, n. 13, 2009. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/SanareN13.pdf>>. Acesso em: 09 nov. 2011.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Gestão integrada de resíduos sólidos na Amazônia: a metodologia e os resultados de sua aplicação**. [2004?]. Disponível em: <www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/girs_amazonia_1.pdf>. Acesso em:

FARIA, L. C. de. **Uso de lodo de esgoto (biossólido) como fertilizante em eucaliptos**: demanda potencial, produção e crescimento de árvores e viabilidade econômica. 2007. 107 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Luiz de Queiroz, Piracicaba.

GLÓRIA, N. A. da. Uso agrônomo de resíduos. In: REUNIAO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRICAÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. **Anais**. Piracicaba: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 1992. p. 195-211.

LEMAINSKI, J.; SILVA J. E. Avaliação agrônomo e econômica da aplicação de biossólido na produção de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 10, p. 1477-1484, out. 2006.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 1-65.

MAIA, M. de L. **Uma contribuição na análise de viabilidade econômica, social e ambiental no uso do lodo de esgoto na agricultura do Distrito Federal**. 2006. 137 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental) – Universidade Católica de Brasília, Brasília, DF.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA, 1997.

PARANÁ. **Resolução SEMA Nº 001, de 11 de janeiro de 2007**. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_01_2007.pdf>. Acesso: 25 maio 2009.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônomo para o biossólido produzido no Distrito Federal: II: aspectos qualitativos, econômicos e práticos de seu uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 497-503, 2002.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 11, n. 1, p. 108-117, 2007.

TRANNIN, I. C. de B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agrônomo de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 3, p. 281-269, mar. 2005





3



Mara Cristina Pessôa da Cruz, Carlos Alberto Kenji Taniguchi

Fertilidade em solos

capítulo 3.

Alterações na fertilidade em solos tratados com resíduos orgânicos



Introdução

O aproveitamento de subprodutos ou resíduos para aplicação em solos, buscando melhorar ou manter a qualidade de atributos químicos, respeitando as normas vigentes e conhecendo previamente seus efeitos nos componentes da fertilidade do solo, é uma atitude inteligente, que em longo prazo contribuirá com a sustentabilidade dos sistemas de produção. No entanto, do mesmo modo que nos sistemas nos quais não se faz uso de resíduos, o solo tem que ser respeitado como componente da paisagem que se formou ao longo de milhares de anos, pois uma vez degradado, dificilmente terá seus atributos originais reconstituídos.

A diversidade de resíduos disponíveis para aplicação nos solos é muito grande e o benefício econômico e ambiental que pode resultar dessa prática é considerável. No entanto, é possível que alguns resíduos apresentem determinados elementos que podem resultar em impactos negativos após aplicações sucessivas. Mesmo os resíduos que não trazem na composição concentrações limitantes de alguns componentes, uma vez aplicados em quantidade excessiva ou com frequência inadequada, podem ocasionar perda de qualidade do solo.

De modo geral, resíduos derivados de plantas não contêm componentes indesejáveis, ou se contêm, a maior parte veio do próprio solo e a ele retornará. Durante muitos anos a vinhaça foi considerada um grande problema para a indústria da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Atualmente, combinada com outros subprodutos da própria indústria, ajuda a sustentar a produção com parte dos nutrientes e conta com norma técnica específica que regula a quantidade a ser aplicada em cada área, considerando as características do resíduo e do próprio solo (CETESB, 2006). Os resíduos de origem animal, particularmente os esterco bovino, suíno e avícola, são usados há milênios. Esses resíduos, produzidos em grande quantidade, trazem benefícios quando aplicados em dose e frequência adequada.

Não se pode, no entanto, afirmar o mesmo em relação aos resíduos gerados

diretamente da atividade humana, particularmente lodo de esgoto e composto de lixo. Ambos têm potencial de produção generalizado, em grande quantidade e de qualidade, muitas vezes, duvidosa. O lodo de esgoto e composto de lixo contêm nutrientes de plantas, mas podem carrear para o solo metais não nutrientes, patógenos e compostos orgânicos tóxicos capazes de inutilizar áreas agrícolas, em curto espaço de tempo. Não é racional resolver um problema criando outro, mas deixar de usar os resíduos também não é a solução. Uma possibilidade para resolver esse problema é melhorar a qualidade dos produtos, para que sejam vistos com a mesma atitude com a qual as pessoas veem os esterços. Obviamente haverá custos, mas pagar por eles é preservar o solo.

No Brasil, a vastidão das áreas de solos com aptidão agrícola adequada para a maioria das culturas dá a ideia de que o solo é inesgotável, ao contrário do que ocorre com os recursos hídricos. Além disso, por serem sistemas-tampão, os solos demoram mais para mostrar os efeitos do mau uso. O fato é que água e solo não são inesgotáveis e o custo da recuperação de ambos é muito alto. Em qualquer circunstância, porém particularmente em áreas de uso mais recente dos recursos naturais, onde tanto solo quanto água ainda estão preservados, o manejo dos resíduos deve ser feito de forma adequada, com conhecimento das transformações que sofrerão e dos seus reflexos na qualidade do solo e da água.

Neste capítulo serão abordadas as alterações em atributos químicos de solos em áreas que receberam aplicação de resíduos orgânicos, as quais embasam, em parte, a definição do potencial de uso dos resíduos para fins agrícolas como fonte de nutrientes às plantas. Na abordagem serão considerados primordialmente os nutrientes C, N, P, S e a acidez.

Adubos orgânicos

O termo adubo orgânico (ou fertilizante orgânico) será usado com o significado a ele atribuído por Kiehl (1985), ou seja, todo produto de origem vegetal ou animal, que aplicado ao solo em quantidade, época e de maneira adequada, proporciona melhoria de suas qualidades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas. De acordo com a Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009

(BRASIL, 2009), os fertilizantes orgânicos são classificados em classes de A a D, incluindo-se na classe C produtos de utilização segura na agricultura derivados de lixo domiciliar e, na classe D, produtos do tratamento de despejos sanitários.

Pela própria diversidade de origem, os teores de nutrientes nos adubos orgânicos são muito variáveis, mesmo quando se considera um único tipo, o que gera um grau de incerteza razoável no momento de estabelecer as doses de aplicação. Nos textos publicados por Abreu Júnior et al. (2005) e Tedesco et al. (2008) há levantamentos detalhados da composição química de vários fertilizantes orgânicos.

Adubação orgânica e atributos químicos de solos

Carbono orgânico

A aplicação de adubos orgânicos em solos agrícolas tem por finalidades primárias aumentar e/ou manter o teor de matéria orgânica do solo (MOS) e fornecer nutrientes às plantas. Para que qualquer das finalidades seja atingida o material precisa passar pelos processos de transformação microbiana. As principais transformações que ocorrem durante a decomposição e a humificação das substâncias orgânicas são perda de polissacarídeos e compostos fenólicos, modificação na estrutura da lignina e enriquecimento em compostos aromáticos recalcitrantes não lignínicos (ZECH et al., 1997).

A biodegradabilidade de resíduos orgânicos em solos depende da taxa de degradação de cada um dos seus componentes bioquímicos, ou seja, carboidratos, aminoácidos, ácidos graxos, lignina, etc. (AJWA; TABATABAI, 1994). A taxa de transformação é controlada principalmente pelos fatores climáticos e, em menor extensão, por fatores químicos como pH, relação C/N e qualidade das substâncias (ZECH et al., 1997). De modo geral, apenas 50% do C do substrato são incorporados às células microbianas, enquanto o restante é utilizado para obtenção de energia e perdido na respiração na forma de CO₂ (KUZYAKOV et al., 2000).

Muitos modelos já foram propostos para calcular as taxas de decomposição de resíduos e da matéria orgânica do solo, todos baseados em equações com funções exponenciais (AJWA; TABATABAI, 1994). O modelo mais usado é o de cinética química de primeira ordem, em duas ou mais fases, o que sugere a presença

de uma fração orgânica lábil, rapidamente mineralizável durante a primeira fase e, no mínimo, mais uma fração de maior resistência, que se decompõe na sequência, porém mais lentamente.

Estudos têm demonstrado que a degradação de compostos (produzidos a partir da combinação de vários materiais) e de lodo de esgoto obedece ao modelo com duas fases (ANDRADE et al., 2006; BERNAL et al., 1998b). No estudo com lodo de esgoto, Andrade et al. (2006) admitiram que compostos mais lábeis de carbono foram esgotados na primeira fase, a qual apresenta maior intensidade, mas curta duração (média de 8 dias), enquanto na segunda fase, de menor velocidade de degradação e mais longa, maior quantidade de carbono foi mineralizada (65% do C total adicionado, em 70 dias). Mesmo para resíduos de maior facilidade de degradação o comportamento se mantém.

No caso de vinhaça aplicada ao solo, observou-se mineralização rápida em 2 semanas, seguida de mineralização lenta até 6 meses de incubação. As porcentagens de carbono e de nitrogênio mineralizadas foram de 71% a 46%, respectivamente, em 6 meses. As frações mais lábeis, decompostas na primeira fase, incluíam aminoácidos livres, peptídeos e proteínas, enquanto nas frações mais resistentes à decomposição estavam compostos aromáticos, especialmente compostos fenólicos provenientes da matéria-prima de origem ou de moléculas complexas como melanoidinas (PARNAUDEAU et al., 2008).

O pré-tratamento aplicado ao resíduo antes da sua disposição no solo afeta a cinética da decomposição. Em estudo em que a vinhaça foi concentrada por meio de evaporação, a quantidade de compostos fenólicos e das frações insolúveis em ácido aumentou e, conseqüentemente, a fração lábil diminuiu, induzindo a imobilização do N do solo no início da incubação, até os 40 dias (PARNAUDEAU et al., 2008).

No solo, a decomposição de substratos de maior resistência é iniciada por exoenzimas, que o hidrolisam, formando produtos solúveis, mais facilmente decomponíveis (DALENBERG; JAGER, 1989). A degradação de resíduos com alta porcentagem de carbono orgânico solúvel (aminoácidos, carboidratos, etc.) leva à liberação imediata de CO₂ no solo. Simultaneamente ao aumento da concentração

de CO_2 ocorre diminuição da concentração de O_2 , deficiência de O_2 na rizosfera e, então, condições anaeróbias e redutoras.

A atividade microbiana intensa pode resultar em degradação da matéria orgânica preexistente no solo, o chamado efeito *priming*¹. O nitrogênio inorgânico pode ser imobilizado pela incorporação aos tecidos microbianos e ficar temporariamente indisponível às plantas. Produtos intermediários da degradação do resíduo orgânico, como ácidos graxos voláteis, álcoois e fenóis, são tóxicos para plantas e, em condições redutoras, podem solubilizar metais. Devido a esses efeitos, é comum adicionar resíduos orgânicos ao solo algumas semanas antes da semeadura, para que os microrganismos degradem a fração orgânica lábil, reduzam a fitotoxicidade e liberem os nutrientes de plantas (BERNAL et al., 1998a).

A prática que substitui o tempo de reação do resíduo orgânico com o solo é a compostagem – um processo biológico de decomposição aeróbia. Nesse processo ocorre transformação da fração orgânica lábil a CO_2 , vapor de água e nutrientes na forma inorgânica, do qual resulta uma fração orgânica mais estável, que após aplicação ao solo continuará se transformando lentamente. Dessa forma, os efeitos colaterais da fase de máxima decomposição do resíduo ocorrem fora do solo.

A determinação da respiração permite avaliar se um resíduo orgânico é biodegradável no solo, bem como a rapidez e a extensão a qual ele é mineralizado (ANDERSON, 1982). É por meio dos ensaios respirométricos que o efeito *priming* é detectado.

O efeito *priming* positivo ocorre quando a adição de substâncias orgânicas ao solo causa mineralização do carbono orgânico (CO) preexistente. Nesse caso, a quantidade de CO_2 evoluída do tratamento em que foi feita adição de resíduo é maior do que a quantidade de CO adicionada com o resíduo.

O efeito *priming* negativo ocorre quando há redução ou imobilização do C (Figura 1) (KUZZYAKOV et al., 2000). Em ambos os casos, as variações no CO do solo, para mais ou para menos, são pequenas, da ordem de miligramas de carbono por quilograma de solo. Quando se determina o CO total do solo por oxidação por via úmida, de modo geral a variação não é detectável, devido à menor sensibilidade do método.

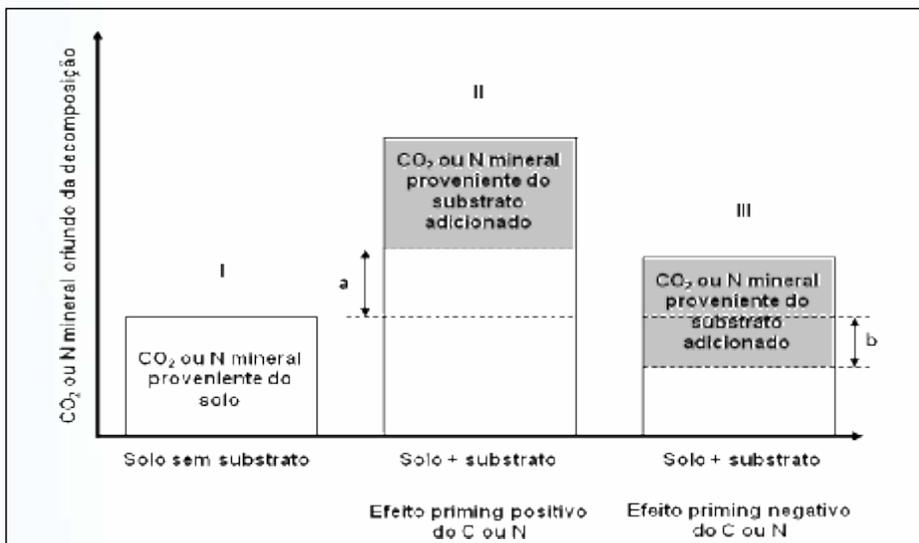


Figura 1. Esquema do efeito priming: I) decomposição da MOS, sem adição do substrato; II) efeito priming positivo: aceleração da decomposição, em que a variação positiva da decomposição da MOS, com a adição do substrato, é representada pela letra a; e III) efeito priming negativo: retardamento da decomposição, em que a letra b representa a variação negativa da decomposição da MOS, com a adição do substrato.

Fonte: Adaptado de Kuzyakov et al. (2000).

A degradação de compostos orgânicos diminui à medida que seu grau de maturação aumenta (BERNAL et al., 1998b). Isso significa que menor quantidade de CO é liberada como CO_2 e maior quantidade é incorporada à matéria orgânica do solo.

Trabalhando com diversos tipos de resíduos, Reis e Rodella (2002) determinaram que a ordem de liberação de CO_2 foi vinhaça > esterco bovino > lodo de esgoto > turfa, correspondendo a 65%, 19%, 17% e 2%, respectivamente, do CO adicionado, durante 38 dias de incubação, a 30 °C. Em outro estudo, Yagi et al. (2003) concluíram que o vermicomposto foi 80% mais eficiente em aumentar o teor de MOS de um Latossolo Vermelho de textura média, comparativamente ao esterco bovino que lhe deu origem. A equivalência entre os resíduos para gerar a mesma quantidade de MOS (21,6 t ha⁻¹) foi de 70 t ha⁻¹ de esterco para 39 t ha⁻¹ de vermicomposto, ambos em base seca.

Com aplicação de composto de lixo (0 t ha⁻¹ a 120 t ha⁻¹, base seca), Mantovani

et al. (2006) determinaram liberação de menos de 2% do CO adicionado em 168 dias de incubação. Como quase todo carbono orgânico adicionado na forma de composto permaneceu no solo, houve aumento linear dos teores de CO do solo em relação às quantidades aplicadas. Andrade et al. (2006) determinaram taxas de degradação de 7,16%, para lodo de esgoto que foi estabilizado em lagoa de decantação por cerca de 1 ano e submetido à compostagem e desidratação em pilhas aeradas por 120 dias, e de 21,63% para lodos ativados, submetidos a tratamento anaeróbico com condicionadores.

De modo geral, o aumento da MOS do solo só é conseguido com aplicações repetidas e frequentes de adubos orgânicos em uma mesma área ou com aplicação de materiais previamente compostados. Do ponto de vista da fertilidade do solo, a consequência mais importante do aumento da MOS é o aumento da capacidade de troca de cátions (CTC). A maior parte da CTC dos solos cauliniticos-oxídicos é originada da MOS, fazendo com que a manutenção e/ou aumento da MOS em solos de regiões tropicais seja mais importante do que em solos de regiões temperadas (ZECH et al., 1997).

Aplicações isoladas em ensaios de incubação de solos com resíduos podem resultar em aumento da MOS e da CTC. Quando os experimentos são conduzidos em sistema fechado, sem lixiviação, mesmo não havendo aumento no teor de MOS, pode-se observar aumento no valor de CTC obtido por soma das bases trocáveis mais a acidez total do solo.

Esse efeito deve-se ao acúmulo de íons Ca^{2+} , Mg^{+} e K^{+} liberados da decomposição do resíduo, que permanecem no sistema e são quantificados na análise, mas estão dissolvidos, fora do complexo de troca do solo. Esse aspecto foi demonstrado por Guimarães (2009) em amostras de solos tratadas com lodo biológico de indústria de gelatina, em sistema sem lixiviação. O resíduo não aumentou o teor de MOS e, portanto, a CTC determinada em pH 7,0, mas aumentou o pH e, com isso, a CTC efetiva. No entanto, o aumento no teor de bases obtido por soma das determinações isoladas ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$) foi maior do que o aumento na CTC efetiva, indicando que a maior parte dos cátions adicionados com o lodo permaneceu em solução e pode ser perdida por lixiviação.

Vários trabalhos têm sido realizados visando determinar o efeito da aplicação de adubos orgânicos na CTC do solo. Em um deles, com a aplicação de 70 t ha^{-1} de esterco bovino (base seca), a CTC determinada com solução de acetato de cálcio, pH 7,0, aumentou $13 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, após 180 dias de incubação em condição controlada, como consequência de aumento de $3,5 \text{ g dm}^{-3}$ de CO (YAGI et al., 2003).

Em condições de campo, a obtenção de aumentos dessa magnitude é mais difícil. Em solo argilo-arenoso de região temperada, após 90 anos de aplicação de esterco, o CO total aumentou $3,2 \text{ g kg}^{-1}$ e a CTC $16,7 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (SCHJØNNING et al., 1994); após 100 anos de aplicação de esterco o CO total do solo aumentou $3,5 \text{ g kg}^{-1}$ (CHRISTENSEN, 1988). O experimento teve início em 1894, em Askov (Minnesota, EUA). Até 1972 o esterco foi adicionado nas doses de 5 t ha^{-1} , 10 t ha^{-1} e 15 t ha^{-1} (base úmida). De 1923 a 1972, as parcelas receberam também 2 t ha^{-1} , 4 t ha^{-1} e 6 t ha^{-1} de esterco líquido e, a partir de 1972, os materiais foram substituídos por esterco bovino com 60% do N total já na forma amoniacal, nas doses $12,5 \text{ t ha}^{-1}$, $25,0 \text{ t ha}^{-1}$ e $37,5 \text{ t ha}^{-1}$ (base úmida) (CHRISTENSEN; JOHNSTON, 1997).

Por outro lado, aplicações de 90 t ha^{-1} de esterco bovino (base úmida), anualmente, por 25 anos, elevaram o teor de CO em $26,7 \text{ g kg}^{-1}$ em parcelas não irrigadas, enquanto aplicações de 180 t ha^{-1} aumentaram o teor em $57,1 \text{ g kg}^{-1}$ em parcelas irrigadas (XIYING et al., 2003). Nesse caso, os autores observaram, no 25º ano, que para cada tonelada de CO incorporada por hectare, na forma de esterco, o CO do solo aumentou $0,181 \text{ g kg}^{-1}$ na camada de 0 cm a 15 cm de profundidade e $0,0679 \text{ g kg}^{-1}$, na camada de 15 cm a 30 cm, indicando mobilização vertical de CO dissolvido. No mesmo experimento, aos 30 anos de adubação, o CO havia aumentado $44,5 \text{ g kg}^{-1}$ nas parcelas não irrigadas e $94,9 \text{ g kg}^{-1}$ nas parcelas irrigadas (XIYING et al., 2008).

Mesmo após aplicações repetidas por muitos anos, a interrupção das adubações leva a uma diminuição imediata do CO do solo, mas o novo teor de equilíbrio é acima do teor inicial e se mantém por vários anos (HAYNES; NAIDU, 1998). No entanto, em experimento com 30 anos de duração, nas parcelas em que a adubação com esterco bovino foi interrompida aos 14 anos, a avaliação feita 16 anos após a interrupção já não revelou diferenças no CO do solo entre as parcelas adubadas e não adubadas (XIYING et al., 2008).

A justificativa para diminuir o teor de CO no solo ao se interromper a aplicação do resíduo é que o CO acumulado no solo é função da razão taxa de aplicação/taxa de decomposição. Quando a taxa de aplicação diminui, se a taxa de decomposição não baixar na mesma proporção, o teor de CO acumulado no solo diminui, e isso justifica o comportamento relatado por Xiyang et al. (2008).

No Brasil não há, praticamente, experimentos de longa duração em áreas com aplicações de resíduos orgânicos repetidas no tempo, embora sejam necessários para avaliar o comportamento e quantificar os efeitos dos resíduos na MOS. De qualquer modo, espera-se que os efeitos da aplicação dos resíduos sejam menos persistentes do que os relatos apresentados para solos de regiões de climas mais frios. A região Amazônica, em função das temperaturas altas e da precipitação abundante, é particularmente favorável à decomposição dos resíduos e da MOS e o conhecimento teórico indica que a aplicação frequente de resíduos orgânicos torna-se uma condição para manter os teores de MOS. Outros processos, como a formação de terra preta de índio por meio da pirólise parcial de resíduos orgânicos, que resultaram em áreas com elevados teores de carbono no solo, em condições termodinamicamente estáveis, não serão tratadas neste capítulo.

Reação do solo

A diminuição da acidez do solo, ou seja, aumento no valor de pH, após a aplicação de adubos orgânicos, é frequentemente relatada na literatura especializada (ALVES et al., 1999; FERREIRA; CRUZ, 1992; HERNANDO et al., 1989; MANTOVANI et al., 2005; MAZUR et al., 1983; REIS; RODELLA, 2002; SCHNITZER, 1991; WHALEN et al., 2000; YAGI et al., 2003), embora nem sempre seja observada (BOEIRA; SOUZA, 2007; CHANG et al., 1990).

Vários mecanismos de reação já foram propostos e, provavelmente em todos os casos, o resultado (aumento ou diminuição do valor de pH) reflete o balanço de vários processos simultâneos que geram e consomem H^+ e Al^{3+} , acompanhados de liberação, consumo e perda de cátions básicos (K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}).

Quando há diminuição no valor de pH, o principal mecanismo associado é a produção de H^+ na reação de nitrificação (BOEIRA; SOUZA, 2007). Chang et al. (1990) observaram decréscimo no valor de pH do solo adubado com esterco bovino, após

11 aplicações anuais. A diminuição foi maior em áreas irrigadas, demonstrando que, além da nitrificação, o aumento na acidificação foi decorrente de maior lixiviação de NO_3^- e de cátions básicos acompanhantes.

Os mecanismos de elevação do pH dependem da composição química dos materiais (REIS; RODELLA, 2002). Esterco bovino, vinhaça e lodo de esgoto tratado com cal causaram elevação do pH já nos primeiros dias após o início da incubação. Dos três materiais, o esterco bovino e o lodo de esgoto resultaram em menor e maior variação no pH, respectivamente.

O efeito do lodo de esgoto foi atribuído à sua grande quantidade de componentes alcalinos (íons carbonato provenientes da higienização com cal), que reagem rapidamente com os íons ácidos do solo, aumentando o pH, de forma independente das transformações microbianas da fração orgânica (REIS; RODELLA, 2002).

A variação no pH de amostras de solo tratadas com vinhaça acompanhou as variações na atividade microbiana (LEAL et al., 1983; REIS; RODELLA, 2002). Na primeira semana, após a aplicação de $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça, o $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ aumentou de 5,4 para 8,5, diminuindo na semana seguinte e estabilizando-se a partir da quinta semana em valor pouco acima do inicial. Do consumo de O_2 e da liberação de CO_2 em taxas elevadas resultou um ambiente redutor capaz de consumir prótons (H^+) do meio ao reduzir compostos oxidados (LEAL et al., 1983).

Durante a decomposição de esterco e outros adubos orgânicos, a concentração de HCO_3^- no solo aumenta, como resultado do aumento da concentração de CO_2 . O ânion HCO_3^- é uma base fraca (QUAGGIO, 2000), que pode auxiliar na correção da acidez do solo. Whalen et al. (2000) calcularam que a quantidade de bicarbonato presente em amostras de solo adubadas com esterco bovino correspondeu a 5% da quantidade necessária para elevar o pH ao valor obtido com a dose de esterco aplicada.

Em experimento em colunas (tubos de PVC) preenchidas com solo das camadas de 0 cm a 20 cm, 20 cm a 40 cm e 40 cm a 60 cm, Mantovani et al. (2005) observaram aumento do valor de pH na camada de incorporação do composto de lixo (0 cm a 20 cm), bem como na camada de 20 cm a 40 cm de profundidade. Esse

efeito no pH do solo, inclusive em profundidade, foi atribuído à presença de ligantes (COO^- e O^-) no composto, que, ao serem liberados, adsorveram H^+ da solução do solo por meio de reação de troca, principalmente com íons Ca^{2+} . Esses compostos orgânicos podem ser oxidados, liberando CO_2 e H_2O .

Outras teorias propostas para explicar o efeito corretivo do composto de lixo são: presença de humatos alcalinos no composto; produção de OH^- , quando o oxigênio da solução do solo atua como receptor de elétrons provenientes da oxidação microbiana do carbono orgânico do resíduo; consumo de H^+ e complexação de H^+ e Al^{3+} pelo composto (ABREU JUNIOR et al., 2000; OLIVEIRA et al., 2002).

O alumínio é componente dos adubos orgânicos e a sua aplicação ao solo faz o teor total aumentar. Simultaneamente ao aumento do teor total, com o do pH provocado pelo próprio adubo, a concentração da forma mais tóxica (Al^{3+}) diminui e a concentração das formas associadas à MOS aumenta, assim como a concentração associada às formas minerais não cristalinas (VIEIRA et al., 2008).

O valor de pH do solo varia durante o processo de transformação dos adubos orgânicos. A aplicação de dose equivalente a 20 t ha^{-1} , em base seca, com incorporação na camada de 0 cm a 20 cm, de esterco de frango, suíno e bovino, e de lodo de esgoto, causou aumento no valor de pH, seguido de diminuição com o tempo de incubação.

Esse aumento foi relacionado às características dos resíduos (pH entre 6,1 e 7,8 e teor de CaCO_3 entre 2,1% e 21,7%) e ao consumo de prótons por grupos fenólicos, carboxílicos e enólicos dos materiais humificados, enquanto a diminuição do pH foi associada à nitrificação. Simultaneamente ao aumento do pH do solo, os teores de alumínio trocável e da solução do solo (total e monomérico) diminuíram, provavelmente em decorrência da complexação do alumínio monomérico pelas substâncias orgânicas solúveis presentes nos resíduos (NARAMABUYE; HAYNES, 2007).

O grau de maturação do adubo orgânico também ajuda a definir o seu efeito na reação do solo e, de modo geral, materiais compostados causam maior aumento no valor de pH, ou seja, a reação do solo torna-se menos ácida. Esterco e vermicomposto

de esterco, ambos em doses equivalentes a 70 t ha^{-1} , aumentaram o valor de pH de amostras de solo, independentemente do pH inicial; porém o vermicomposto resultou em valores cerca de 0,5 unidade maiores (YAGI et al., 2003, Figura 2).

O efeito dos adubos orgânicos na correção da acidez, mesmo que pequeno e temporário, deve ser

aproveitado. No entanto, devem-se usar também corretivos de acidez específicos para manter a reação do solo em condições adequadas às culturas. Por outro lado, é preciso ter avaliações locais do comportamento da reação do solo frente à aplicação de resíduos para, inclusive, prever a necessidade de aplicar calcário adicional, nos casos em que o resíduo causa acidificação.

Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio pode ser dividido em externo e interno. No ciclo externo estão incluídos os processos de adição e remoção do N aos solos: fixação biológica de N_2 , deposição atmosférica, adubação, lixiviação, erosão, desnitrificação e volatilização da amônia.

O ciclo interno inclui os processos que convertem o N de uma forma química para outra e o transferem entre os reservatórios orgânico e mineral do solo (HART et al., 1994). Entre os processos do ciclo interno estão a absorção de N pelas plantas e a devolução e reciclagem dos resíduos vegetais.

Na reciclagem dos resíduos estão incluídas a mineralização (conversão do N orgânico a N inorgânico), a nitrificação (conversão de N orgânico ou N-NH_4^+ a nitrito, N-NO_2^- , e posteriormente, a nitrato, N-NO_3^-) e a imobilização microbiana (absorção

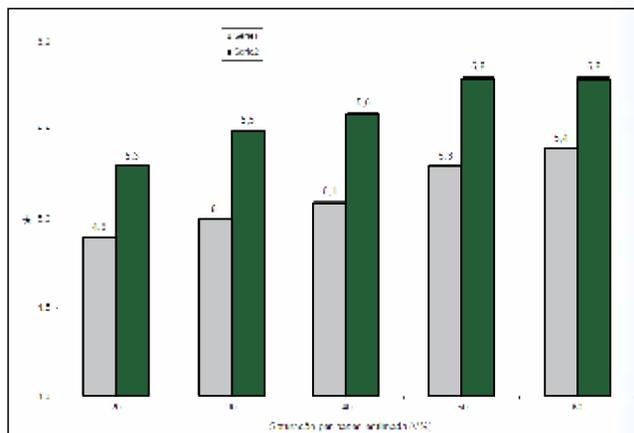


Figura 2. Comparação entre os efeitos da aplicação de 70 t ha^{-1} (base seca) de vermicomposto e esterco, na reação do solo, em amostras com acidez corrigida para valores de V entre 20% e 60%. Letras diferentes indicam efeito significativo pelo teste de Tukey a 5% (YAGI et al., 2003).

do N inorgânico pelos microrganismos e conversão a N orgânico). Na Figura 3 encontram-se as transformações do ciclo interno do N (portanto, excluindo as entradas por adubação e precipitação pluvial e as saídas por volatilização de NH_3 e lixiviação de NO_3^-), conforme esquema de Davidson et al. (1992).

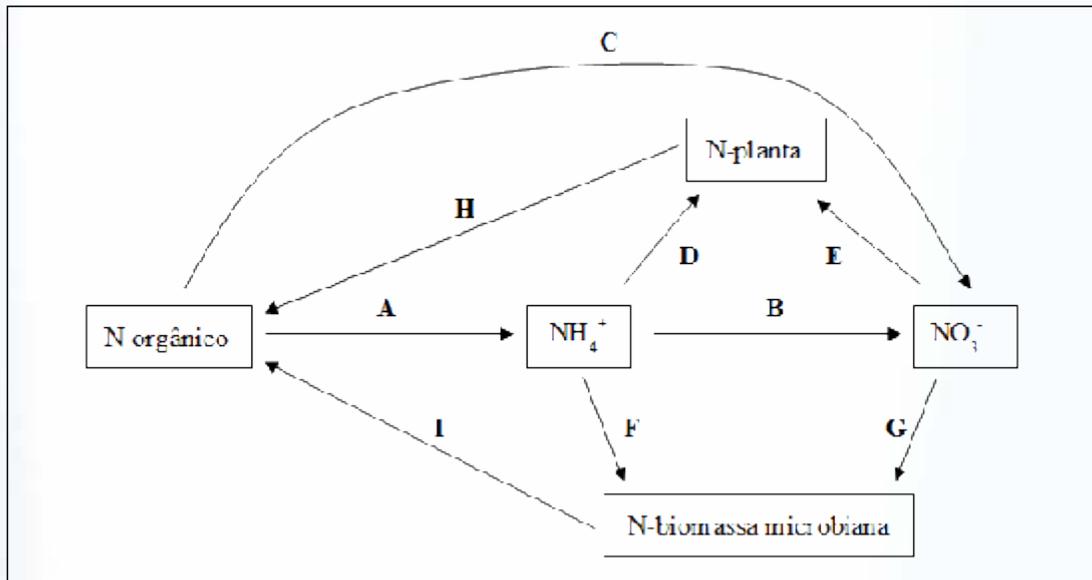


Figura 3. Transformações relevantes do ciclo interno do N no solo.

Onde:

A: mineralização bruta; B: nitrificação bruta com o NH_4^+ como substrato (microrganismos autótrofos e possivelmente heterótrofos); C: nitrificação bruta com o N-orgânico como substrato (apenas heterótrofos); D e E: absorção de NH_4^+ e de NO_3^- pelas plantas, respectivamente; F e G: imobilização bruta (assimilação microbiana) de NH_4^+ e de NO_3^- , respectivamente; H e I: adição de N-orgânico das plantas e microrganismos, respectivamente, via morte, descamação e exsudação. A mineralização líquida medida por métodos de incubação em laboratório e em sacos enterrados no campo é $[(A + C) - (F + G)]$, ou seja, N mineralizado – N imobilizado. Similarmente, a nitrificação líquida é $[(B + C) - G]$, ou seja, N- NO_3^- produzido – N- NO_3^- imobilizado (DAVIDSON et al., 1992).

O N orgânico (N-org) do solo, constituído por proteínas, quitinas, aminoácúcares e ácidos nucleicos, representa mais de 95% do N-total (PIERZYNSKI

et al., 2005). Se, como já comentado, para a fertilidade do solo a implicação mais importante do aumento do CO é o aumento da CTC, a segunda é o aumento do N-total do solo decorrente do aumento do N-org.

A aplicação anual de esterco bovino por 25 anos em solo argiloso resultou, para cada tonelada de N aplicado por hectare, em aumento do N-total de 0,192 g kg⁻¹ na camada de 0 cm-15 cm de profundidade, e de 0,0721 g kg⁻¹, de 15 cm-30 cm de profundidade, acompanhando o aumento no CO (XIYING et al., 2003). Aos 30 anos de adubações sucessivas com 180 t ha⁻¹ de esterco (base úmida), a variação no N-total entre as áreas não adubadas e adubadas passou de 2,71 g kg⁻¹ para 13,1 g kg⁻¹, na camada de 0 cm-15 cm de profundidade, e de 1,84 g kg⁻¹ para 10,07 g kg⁻¹, na camada de 15 cm-30 cm (XIYING et al., 2008).

A mineralização do N orgânico (Figura 3, A) ocorre em duas etapas: aminização e amonificação. Na primeira, as proteínas são convertidas em aminoácidos, aminas e ureia. Na etapa seguinte, as formas derivadas das proteínas são convertidas em N-NH₄⁺. Nas duas etapas atuam numerosas espécies de microrganismos heterótrofos. As reações são conhecidas e foram resumidas por Havlin et al. (2005):

Condições ótimas de ocorrência das reações são associadas com 50% a 70% de umidade nos solos e temperatura entre 25 °C e 35 °C (HAVLIN et al., 2005). O N-NH₄⁺, decorrente da hidrólise da NH₃ e considerado o primeiro produto mineral do processo, pode ser absorvido pelas plantas ou microrganismos (Figura 3, D e F, respectivamente), adsorvido aos coloides, perdido por volatilização na forma de NH₃ ou, preferencialmente, em solos aerados, convertido a N-NO₃⁻ (Figura 3, B).

A conversão de N-NH₄⁺ ou N-NH₃ a N-NO₃⁻ é conhecida como nitrificação e ocorre em duas etapas: inicialmente N-NH₄⁺ ou N-NH₃ é convertido a N-NO₂⁻, o qual, em seguida, é convertido a N-NO₃⁻. As duas etapas ocorrem sob a atuação de bactérias autótrofas específicas, respectivamente, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Nessas reações, poucos heterótrofos podem ter participação, com eficiência muito menor, e as bactérias autótrofas atuam em condições adversas, como acidez alta, por exemplo (SAHRAWAT, 2008). Também nesse caso as reações são conhecidas e foram apresentadas por Havlin et al. (2005):

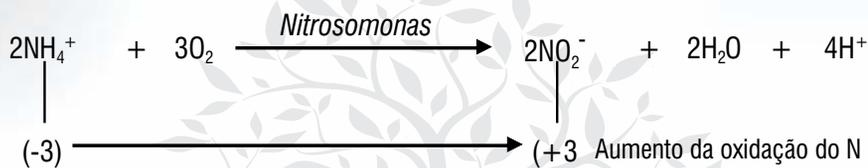
Etapa 2: Amonificação



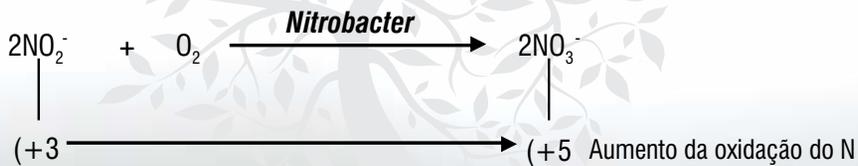
Etapa 1: Aminização



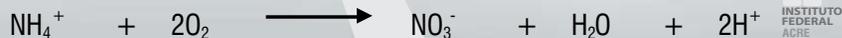
Etapa 1:



Etapa 2 :



Resultado final:



INSTITUTO FEDERAL ACRE

A aeração (oxigênio), temperatura, umidade, abundância de íons amônio e população e diversidade de organismos nitrificadores são os fatores ambientais que mais afetam a nitrificação. A nitrificação máxima é atingida quando a concentração de oxigênio no ar é de cerca de 20% (semelhante à concentração do ar atmosférico) e a umidade está próxima da capacidade de campo (-33 kPa em solos de textura argilosa média, e 0 kPa a -10 kPa em solos arenosos) (SAHRAWAT, 2008).

O intervalo de temperatura do solo para que a nitrificação ocorra varia entre 25 °C e 30 °C, sendo o ótimo a 25 °C (HAVLIN et al., 2005; SAHRAWAT, 2008). Há inclusive uma relação entre clima e temperatura ótima para nitrificação, de modo que em solos tropicais a temperatura ótima parece ser maior do que em solos de regiões temperadas (SAHRAWAT, 2008).

A reação do solo é o principal fator que regula o processo de nitrificação, o qual ocorre entre valores de pH de 4,5 a 10,0, com o ótimo em torno de 8,5 (HAVLIN et al., 2005). Como um dos produtos da reação de nitrificação é o H⁺, a acidez autoinduzida pode reduzir a taxa de nitrificação (STRONG et al., 1997).

O nitrato produzido, além de ser absorvido pelas plantas (Figura 3, E), imobilizado pelos microrganismos (Figura 3, G) e desnitrificado, é facilmente perdido por lixiviação.

Nos resíduos orgânicos, o nitrogênio predomina em formas orgânicas e na forma inorgânica de NH₄⁺ (Tabela 1). A forma nítrica ocorre em concentrações muito baixas, de modo geral desprezíveis, ou está ausente. Para amostras de esterco de gado de corte confinado, Eghball (2002) relatou teores médios de 11,7 g kg⁻¹ de N total, 752 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e 47 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ (base seca). Também em amostras de esterco bovino, Xiyang et al. (2003) obtiveram teor médio de N-NO₃⁻ de 0,2 g kg⁻¹, o que representou apenas 1,4% do N-total médio e foi cerca de sete vezes menor do que o N-NH₄⁺.

Após compostagem dos resíduos orgânicos, a forma mineral predominante do nitrogênio deixa de ser o NH₄⁺, devido à conversão em N-NO₃⁻ e às perdas de NH₃. Em amostras de esterco de gado de corte submetidas à compostagem, Eghball (2002) determinou 8,5 g kg⁻¹ de N, 89 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e 208 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ (base seca).

De modo geral, as formas orgânicas de nitrogênio predominam nos resíduos orgânicos, mas dependendo do resíduo pode haver inversão, como é o caso dos dejetos líquidos de suínos (Tabela 1).

Os atributos dos adubos orgânicos os quais influenciam as transformações que o nitrogênio sofrerá no solo são a concentração de N e a proporção entre as formas orgânica e amoniacal, a relação C/N, o grau de maturação e a biodegradabilidade do carbono do material.

Tabela 1. Teores de N total, orgânico e amoniacal em resíduos orgânicos, expressos com base em matéria seca.

Adubo orgânico	N total	N orgânico	N-NH ₄ ⁺			
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	%	g kg ⁻¹	%	
Esterco bovino (gado de corte) ¹	15,9	14,26	89,7	1,43	8,9	Xiying et al. (2003)
Esterco de galinha	45,9	44,37	96,7	1,53	3,3	Castellanos e Pratt (1981)
Esterco suíno	38,6	37,18	96,3	1,42	3,7	Castellanos e Pratt (1981)
Esterco bovino (gado de leite)	28,7	27,92	97,3	0,78	2,7	Castellanos e Pratt (1981)
Dejeto líquido de suínos	79,8	27,30	34,2	52,44	65,7	Dendooven et al. (1998)
Lodo de indústria de gelatina	67,9	52,00	76,6	15,9	23,4	Taniguchi et al. (2008)

¹Valores médios obtidos de amostras provenientes de aplicações anuais, por 25 anos. Nesse caso, como foi feita a determinação de N-NO₃ nas amostras, a soma dos valores percentuais de Norg e N-NH₄⁺ da tabela não resulta em 100%, e a diferença aproximada é N-NO₃. Nos demais casos citados, o N-NO₃ não foi determinado e, por isso, na totalização (somando as colunas Norg+N-NH₄⁺, em %) tem-se 100%.

Um dos principais atributos é a relação C/N (SIMS, 1995). Uma vez aplicadas aos solos, as formas orgânicas de N, dependendo da relação C/N do resíduo, sofrerão as transformações resumidas nas reações de mineralização e nitrificação, ou sofrerão imobilização microbiana.

Quando a relação C/N do resíduo é alta, uma parte do carbono será assimilada pelos microrganismos e outra será mineralizada e perdida na forma de CO₂, em ambientes aerados. Simultaneamente à assimilação do C pelos microrganismos, ocorre a assimilação do N, mas se o resíduo for pobre em N (relação C/N alta), parte do N será fornecido pelo reservatório de N disponível (NH₄⁺ e NO₃⁻) do solo, o que resulta em imobilização (Figura 3, C). Como o reservatório de N disponível no solo, de modo geral, é pequeno, a velocidade de decomposição de resíduos de relação C/N alta é normalmente limitada pela deficiência de N.

Ao contrário, resíduos com relação C/N baixa resultam em mineralização do nitrogênio e se decompõem mais rapidamente. Valores de relação C/N maiores do

que 30 são considerados altos e menores do que 20, baixos, sendo respectivamente associados com imobilização e mineralização de nitrogênio. Nesse intervalo, as taxas de mineralização e imobilização são consideradas equivalentes (STEVENSON, 1986).

Apesar dos intervalos, a aplicação de grandes quantidades de resíduos ricos em CO solúvel pode resultar em imobilização na fase inicial do processo de decomposição por um período (1 a 2 semanas). Por exemplo, em estudo em que houve a aplicação de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos de suínos, ocorreu a imobilização microbiana nos primeiros 7 dias de incubação, constatada pela diminuição no teor de N-inorgânico do solo em relação ao tempo zero. Após esse período, houve aumento dos teores de N-inorgânico no solo até os 129 dias de incubação, indicando a mineralização do N (PLAZA et al., 2005).

No N-orgânico dos esterco há uma fração relativamente instável, na forma de ureia dissolvida, e uma fração relativamente mais estável, componente do material sólido. A ureia hidrolisa rapidamente a N-NH_4^+ e é, em curto intervalo de tempo, convertida a NH_3 quando o pH aumenta. A fração orgânica das fezes é mais estável e mineraliza mais lentamente. Em função disso, é possível definir uma taxa de decomposição para o N do resíduo que considera a quantidade de N que será disponibilizada no primeiro cultivo e a quantidade que sofrerá mineralização gradual e será disponibilizada nos anos subsequentes. Para esterco bovino (gado de leite) foi determinada a série 21, 9, 3, 3 e 2. O primeiro número representa a quantidade mineralizada no primeiro ano, expressa como porcentagem do N total aplicado na forma de esterco, o segundo número representa a porcentagem do N residual do primeiro ano que mineralizou no segundo ano, e assim sucessivamente (KLAUSNER et al., 1994). Em experimento de longa duração, 56% do N aplicado foi disponibilizado durante um período de quase 20 anos (CHANG; JANZEN, 1996).

As formas de N também variam em função da fase da decomposição. Nos primeiros dias, após a aplicação de adubos orgânicos aos solos, há predominância da forma de N-NH_4^+ sobre a de N-NO_3^- . A persistência de N-NH_4^+ , durante o período inicial de incubação nos solos que receberam dejetos de suínos, tem sido atribuída à quantidade adicionada dessa forma nitrogenada (Tabela 1), a qual inibe o crescimento de microrganismos nitrificadores ou de comunidades capazes de imobilizá-lo (PLAZA et al., 2005).

No entanto, mesmo resíduos nos quais a forma de N predominante é a orgânica e a relação C/N é baixa, independentemente do grau de estabilidade dos compostos de CO do material, há predominância de N-NH_4^+ na fase inicial de decomposição, como relataram Calderón et al. (2004) para esterco bovino; Mantovani et al. (2006) para composto de lixo; e Taniguchi et al. (2008) para lodo biológico.

Em solos tratados com composto de lixo (MANTOVANI et al., 2006) e com lodo biológico de indústria de gelatina (TANIGUCHI et al., 2008) foi constatado que o pico na concentração de N-NH_4^+ ocorreu 7 dias após o início da incubação, porém houve maior concentração desse íon no solo tratado com lodo (Figura 4).

Para isso contribuíram a maior concentração de compostos orgânicos solúveis no lodo de gelatina e a proporção elevada de N-NH_4^+ em relação ao N-total no próprio lodo (23,4%, Tabela 1). Nessa fase em que há aumento na concentração de N-NH_4^+ , dependendo do pH do solo e do resíduo, ou do aumento do pH do solo causado pelo resíduo, há risco de perda de maiores quantidades de NH_3 por volatilização (conversão de NH_4^+ a NH_3 em meio alcalino). Amanullah (2007) observou que a aplicação de esterco de aves, na dose de 5 g kg^{-1} , apresentou rápida mineralização e o máximo teor de N disponível no solo foi determinado aos 15 dias de incubação. Entretanto, devido à reação alcalina do solo, houve redução no teor de N disponível com o aumento do tempo de reação do esterco com o solo, provavelmente devido às perdas por volatilização.

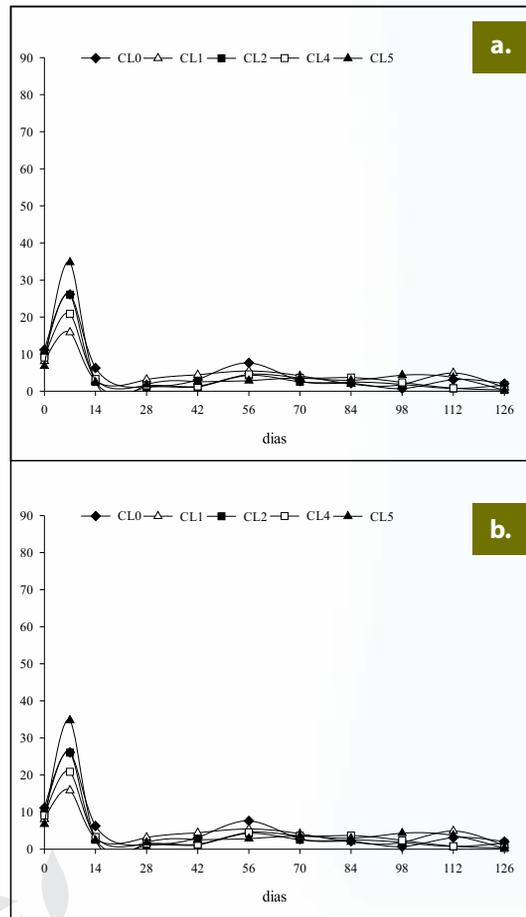


Figura 4. Teores de N-NH_4^+ em solos fertilizados com composto de lixo urbano (a) e lodo biológico de indústria de gelatina (b), após 126 dias de incubação.

Fonte: Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008).

Concluída a fase inicial de decomposição, que dura em média 15 dias em condições adequadas para mineralização, a forma nítrica passa a predominar e, quanto maior a rapidez de liberação de $N\text{-NO}_3^-$ a partir do resíduo, maior o potencial para perdas por lixiviação.

Os esterco mais comumente utilizados como fertilizantes orgânicos (bovino, suíno e avícola) apresentam concentrações consideráveis de N e as relações C/N são comumente médias ou baixas. Os animais usam somente cerca de 20% a 25% do N ingerido, sendo o restante do N fornecido na alimentação excretado nas fezes (CHANG; JANZEN, 1996). Na criação extensiva de gado, a redistribuição e a reciclagem ocorrem naturalmente. Na criação intensiva de aves e suínos, como o custo do transporte limita o raio de aplicação viável dos esterco, há tendência de aumento da quantidade e do número de aplicações dessa matéria orgânica em locais próximos às áreas de geração. Nessas áreas em que as aplicações de grandes quantidades de resíduos orgânicos se repetem no tempo, há maior risco de contaminação ambiental provocada pela lixiviação de grandes quantidades de NO_3^- , devido ao uso excessivo do nitrogênio. Mesmo em áreas de agricultura familiar, no Nordeste do Brasil, foi detectada aplicação de nutrientes na forma de esterco bovino em quantidade superior à exigida pelas culturas, com acúmulo de macronutrientes no solo (GALVÃO et al., 2008).

A determinação da mineralização líquida do N orgânico, que é obtida subtraindo do N-mineralizado, o N-imobilizado [(A+C)-(F+G) da Figura 3], é feita mais frequentemente empregando métodos de incubação de amostras de solo em condições controladas de temperatura, umidade e disponibilidade de nutrientes. O potencial de mineralização líquida do N orgânico é estimado por meio de ajuste a modelos matemáticos, entre os quais o mais utilizado é o exponencial de crescimento, ou modelo exponencial simples, proposto por Stanford e Smith (1972) para o ajuste dos resultados obtidos com método de incubação aeróbia de solo de longa duração.

Nesse modelo admite-se que a taxa de mineralização do N orgânico é proporcional ao substrato mineralizável, sendo expresso pela equação: $N_{\text{mac}} = N_0(1 - e^{-kt})$, em que N_{mac} = N mineralizado acumulado; N_0 = N potencialmente mineralizável; k = constante da taxa de mineralização e t = tempo. Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008) obtiveram ajustes dos dados de mineralização de N obtidos em ensaios de incubação de solo com composto de lixo e lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente, ao modelo de Stanford e Smith (1972) (Figura 5). Os parâmetros das equações encontram-se na Tabela 2.

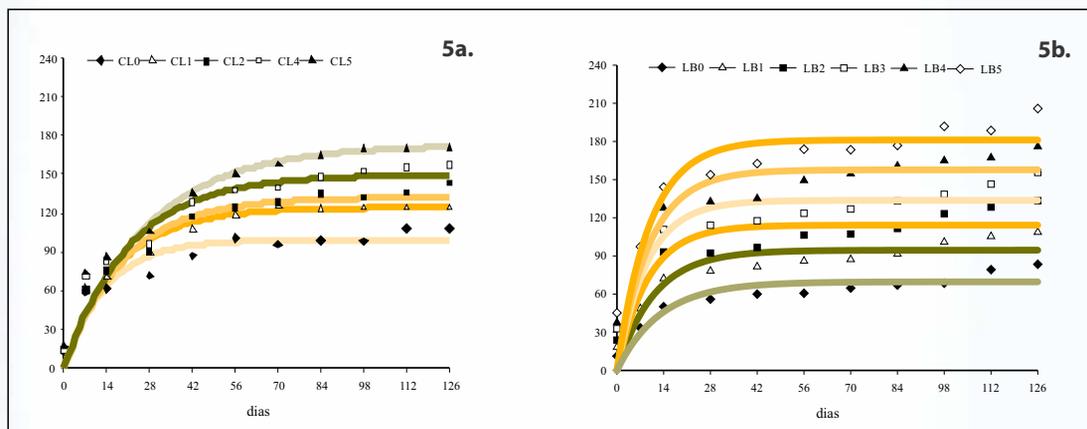


Figura 5. N-inorgânico em solos fertilizados com composto de lixo urbano (a) e lodo biológico de indústria de gelatina (b), após 126 dias de incubação.

Fonte: Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008).

Tabela 2. Quantidade de N aplicado no solo, parâmetros N_0 e k de ajuste ao modelo cinético de primeira ordem, meia-vida ($T_{1/2}$) e fração de mineralização (FM) de doses de composto de lixo urbano e de lodo biológico de indústria de gelatina.

Resíduo	N aplicado no solo	N_0	k	$T_{1/2}$	FM
	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	dia ⁻¹	dias	%
Composto de lixo¹					
CL0	-	99	0,0735	9	-
CL1	157	124	0,0572	12	18
CL2	315	132	0,0516	13	11
CL3	472	150	0,0468	15	10
CL4	629	172	0,0374	19	12
Lodo biológico²					
LB0	-	70	0,0772	9	-
LB1	27	95	0,0901	8	94
LB2	54	114	0,1078	6	93
LB3	81	134	0,1111	6	89
LB4	108	158	0,1021	7	88
LB5	135	181	0,1020	7	91

Modelo: $N_m = N_0 \cdot (1 - e^{-kt})$, em que N_m é o N-inorgânico mineralizado (mg kg⁻¹) no tempo t (dias); N_0 é o N-potencialmente mineralizável (mg kg⁻¹); k é a constante de mineralização (dia⁻¹).

$T_{1/2} = (\ln 2)/k$.

FM = $(N - N_0) \cdot 100 / N_{\text{adicionado}}$, em que FM é a fração de mineralização (%); N é o N-inorgânico no tratamento com composto ou lodo (mg kg⁻¹); N_0 é o N-inorgânico no tratamento sem composto ou lodo (mg kg⁻¹); $N_{\text{adicionado}}$ é quantidade de N adicionada (mg kg⁻¹).

¹CL0; CL1; CL2; CL3 e CL4: 0 t ha⁻¹; 30 t ha⁻¹; 60 t ha⁻¹; 90 t ha⁻¹ e 120 t ha⁻¹ de composto de lixo urbano (base seca), respectivamente.

²LB0; LB1; LB2; LB3; LB4 e LB5: 0 m³ ha⁻¹; 100 m³ ha⁻¹; 200 m³ ha⁻¹; 300 m³ ha⁻¹; 400 m³ ha⁻¹ e 500 m³ ha⁻¹ de lodo biológico de indústria de gelatina, respectivamente.

Fonte: modificado de Mantovani et al. (2006) e Taniguchi et al. (2008).

A fração do N-orgânico, transformada em N-inorgânico, é denominada pela Cetesb (1999) de fração de mineralização de nitrogênio. A partir dela e da quantidade do nutriente recomendada para determinada cultura é possível calcular a dose de adubo orgânico ideal (taxa de aplicação), de modo a satisfazer as necessidades de nitrogênio das plantas e evitar a produção de nitrato em quantidades excessivas, que podem lixiviar e comprometer a qualidade das águas subsuperficiais.

Na Tabela 2 estão apresentadas as frações de mineralização do composto de lixo avaliado por Mantovani et al. (2006) e do lodo biológico de indústria de gelatina estudado por Taniguchi et al. (2008). A fração de mineralização média do N-org de composto de lixo (cerca de 12%) coloca o material na condição de fertilizante de liberação lenta de N para as culturas. Por outro lado, a fração de mineralização do lodo biológico (cerca de 90%) implica que praticamente todo N aplicado na forma de lodo pode ser disponibilizado durante o ciclo de crescimento de uma cultura anual.

A meia-vida (Tabela 2) indica que com 1 semana, no caso do lodo e 2 no caso do composto de lixo, 50% do N potencialmente mineralizável dos resíduos terá sido mineralizado, em condições favoráveis. Os exemplos apresentados evidenciam a necessidade de estudos que particularizem resíduos e condições locais de solo e clima e que, na medida do possível, sejam validados em condições de campo, em experimentos que contemplem aplicações repetidas no tempo.

A medida da mineralização real de N somente pode ser feita em condições de campo. Considerando a complexidade das transformações, mais as entradas e saídas de N do solo, é fácil admitir que o valor real é muito difícil de ser obtido, mas há métodos que permitem avaliação em condições de campo, entre os quais estão o método dos sacos de polietileno enterrados (ENO, 1960), o dos tubos cobertos (ADAMS; ATTIWILL, 1986) e o dos tubos abertos com resina trocadora de íons (DISTEFANO; GHOLZ, 1986).

Eno (1960) propôs o uso de sacos de polietileno, material que permite troca de gases, para incubação de amostras de solo que são enterradas a profundidade desejada, por alguns dias ou semanas. A umidade do solo é ajustada antes da

implantação do sistema e permanece praticamente constante durante a incubação, mas o método é sensível às flutuações de temperatura.

O método dos tubos cobertos (ADAMS; ATTIWILL, 1986) foi desenvolvido como uma alternativa para os sacos enterrados, porque pode permanecer no solo por mais tempo e é menos sujeito a danos (HANSELMAN et al., 2004). Nesse caso são enterrados tubos de PVC ou metal, com perfurações laterais para permitir aeração, e tampados na parte superior a fim de evitar a entrada da água das chuvas. Tanto no método dos sacos enterrados como no dos tubos cobertos há risco de perda de N mineralizado e, particularmente no último caso, pode haver perda de N mineralizado por absorção pelas raízes que penetram pelos orifícios do tubo, subestimando, desse modo, o valor final de N mineralizado.

O método da resina trocadora de íons é a técnica *in situ* mais adequada para avaliar o N mineralizado (HANSELMAN et al., 2004). Nele (DISTEFANO; GHOLZ, 1986) a incubação de amostra intacta de solo é feita em tubo de PVC ou metal com sacos de material permeável na base contendo resinas trocadoras de íons, que adsorvem o N-inorgânico mineralizado e lixiviado da amostra. Com esse método, a temperatura, a umidade e a aeração do solo contido no tubo sofrem flutuações semelhantes às do solo que está do lado externo (HANSELMAN et al., 2004; WIENHOLD et al., 2007).

Quando resíduos orgânicos são aplicados aos solos, de todos os processos desencadeados, as transformações do carbono e do nitrogênio são as mais relevantes do ponto de vista agrônomo e ambiental. No caso particular do nitrogênio, as pesquisas no Brasil têm avançado de forma relativamente rápida nos últimos anos, com ênfase em resíduos como lodo de esgoto e composto de lixo. De fato, como esses resíduos podem e serão produzidos em todos os municípios, o acúmulo de informações sobre seu comportamento no solo é necessário para nortear a definição ou a readequação das regras de uso.

No entanto, outros resíduos importantes do ponto de vista agrícola, apesar do uso milenar, como é o caso dos esterco, foram pouco estudados até hoje no Brasil, ou a pesquisa foi feita enfatizando a produção agrícola, sem preocupação com os reflexos do uso no ambiente. Na literatura comentada neste item, no qual foram, de forma proposital, enfatizados os esterco de animais, há predomínio absoluto de

relatos de pesquisas feitas fora do País, pela ausência de pesquisas locais, sobretudo com resultados obtidos em experimentos de longa duração. Essas lacunas precisam ser preenchidas para que, em áreas de uso agrícola mais recente, como ocorre na região Amazônica, não se cometam erros como em outras regiões do País.

Por isso, a aplicação dos métodos apresentados neste item para estimar a mineralização do nitrogênio em áreas de aplicação de resíduos na região Amazônica, inicialmente em laboratório, mas com complementação em campo, precisa ser implementada em intervalo de tempo relativamente curto, para que a pesquisa auxilie na reutilização adequada dos nutrientes e na sustentabilidade dos sistemas de produção.

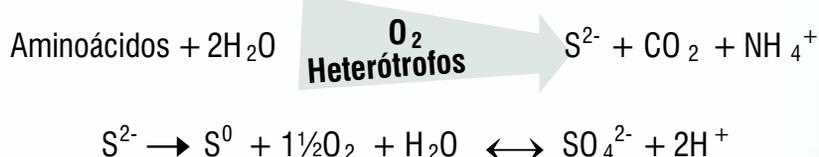
Enxofre

Do mesmo modo como ocorre com o nitrogênio, o enxofre predomina nos solos na forma orgânica. Em solos do Brasil, a forma orgânica representa 89% do S total (NEPTUNE et al., 1975). As formas inorgânicas de enxofre são transformadas em orgânicas, e as formas imobilizadas podem ser mineralizadas, produzindo enxofre inorgânico disponível para a absorção das plantas. Esses processos ocorrem simultaneamente e são mediados por microrganismos do solo (KERTESZ; MIRLEAU, 2004). Assim, as semelhanças entre N e S vão além da predominância da forma orgânica. A diferença é que, pela importância, as transformações do N no solo são mais bem conhecidas e já foram estudadas à exaustão, mas ambas ocorrem simultaneamente e todos os fatores que afetam a atividade microbiana e as transformações do N exercerão efeito nas transformações do S.

O S orgânico encontra-se no solo principalmente nas formas redutíveis e não redutíveis pelo ácido iodídrico (HI). A fração redutível pelo HI é composta basicamente por ésteres de sulfato. Entretanto, outras formas podem ocorrer no solo, uma vez que o HI faz a redução do S de ésteres de sulfato (-C-O-S-), do ácido sulfâmico (-C-N-S) e do segundo S* da S-sulfocisteína (-C-S-S*-) a H₂S. A fração não reduzida pelo HI, obtida pela diferença entre o S orgânico total e o redutível pelo HI, é o S ligado ao C, e nela incluem-se os aminoácidos, as mercaptanas, os dissulfetos, as sulfonas e os ácidos sulfônicos (FRENEY, 1986). Nos solos do Brasil, as frações ésteres de sulfato, S ligado ao C e outras formas orgânicas não identificadas corresponderam a 45%, 8% e 47% do S orgânico, respectivamente (NEPTUNE et al., 1975).

A mineralização do S no solo ocorre tanto biológica quanto bioquimicamente. Na mineralização biológica, o S inorgânico é um subproduto proveniente da oxidação de compostos orgânicos (S ligado ao C) a CO_2 , devido à necessidade de energia por parte dos microrganismos. Na bioquímica, o S inorgânico é liberado das formas orgânicas (ésteres de sulfato), por meio de catálise enzimática externa à membrana das células e controlada pelo suprimento e pela necessidade de S inorgânico (MCGILL; COLE, 1981).

Havlin et al. (2005) resumiram a mineralização do S orgânico nas seguintes reações:



As frações de S ligado ao C e de ésteres de sulfato são responsáveis por controlar a disponibilidade de enxofre para as plantas. Em experimento de incubação do solo com a adição de N-NO_3^- , S-SO_4^{2-} e C-glucose, Ghani et al. (1992) verificaram que a diminuição do S ligado ao C dos solos foi associada ao processo de mineralização dessa fração, bem como a sua redistribuição a ésteres de sulfato. A aplicação contínua de esterco causou a predominância das formas de estado de oxidação intermediária e reduzida de S orgânico em relação às mais oxidadas (ésteres de sulfato). As formas de oxidação intermediária e reduzida de S orgânico foram mais bem correlacionadas com a mineralização do S do que com as mais oxidadas, indicando que as formas ligadas ao C foram as principais fontes de S orgânico para a mineralização (ZHAO et al., 2006).

A mineralização do S deve obedecer a uma das seguintes tendências: a) imobilização do S no início da incubação, seguida de mineralização; b) diminuição da taxa de mineralização com o tempo; c) mineralização estável e linear ao longo de todo o período de incubação; d) liberação rápida de sulfato durante os primeiros dias, seguida de mineralização mais lenta e linear; ou e) liberação inicial lenta, seguida de mineralização rápida e lenta (curva em formato de S) (TABATABAI; CHAE, 1991).

Em estudo de incubação de solos com resíduos orgânicos por 26 semanas, Tabatabai e Chae (1991) observaram que a quantidade de S mineralizada era dependente do tipo de resíduo, da relação C/N/S e do tipo de solo. Para os lodos de esgoto, a liberação de SO_4^{2-} foi rápida durante as 6 semanas iniciais, seguida de tendência de decréscimo linear. Em um dos solos avaliados, a quantidade de S que foi mineralizada variou de 105 mg kg^{-1} a 324 mg kg^{-1} (Figura 6a) e foi dependente da relação C/S do lodo de esgoto (entre 18 e 77), ou seja, quanto maior a relação C/S, menor a mineralização do S. Para os esterco de animais que apresentaram comportamentos semelhantes ao tratamento testemunha, houve aumento na liberação de SO_4^{2-} com o tempo de incubação (Figura 6b). A porcentagem de S orgânico mineralizada de esterco bovino, de frangos, de suínos e de equinos, no final da incubação, foi respectivamente de 28%, 6%, 4% e 3%, e os valores positivos e negativos indicam a ocorrência de mineralização e de imobilização do

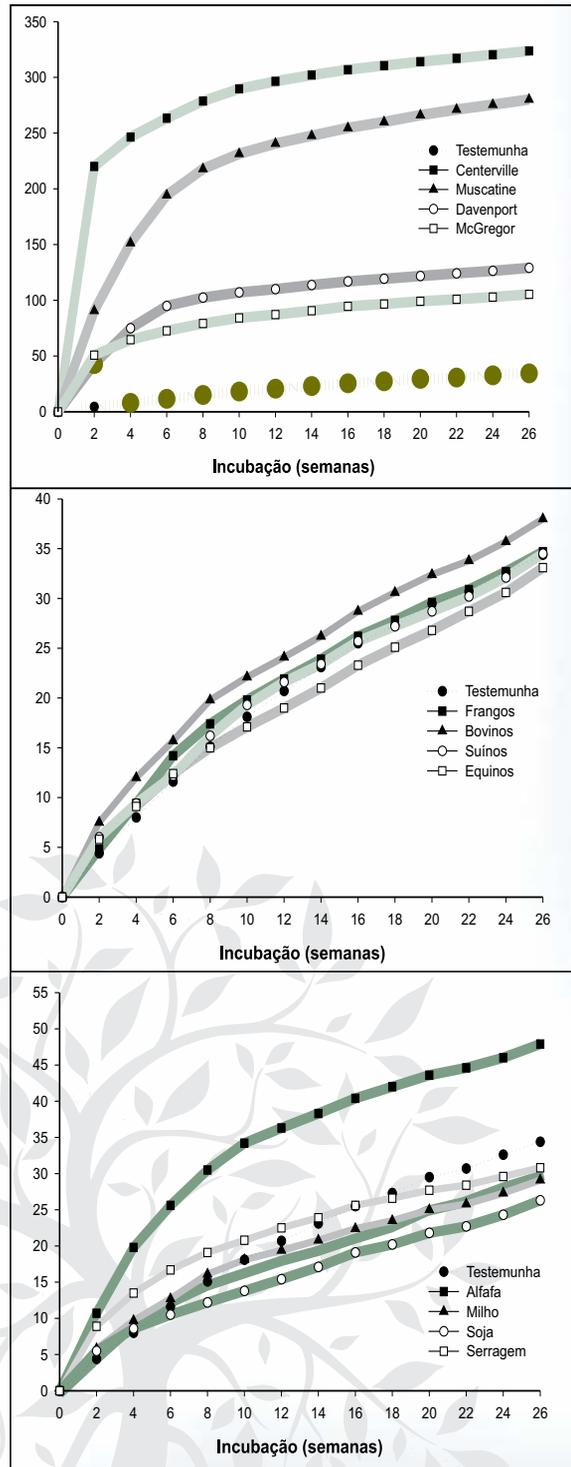


Figura 6. Quantidade de S mineralizada em solo que recebeu lodo de esgoto de quatro localidades (a), esterco animal (b) e resíduos de plantas (c), em função do tempo de incubação.

Fonte: adaptado de Tabatabai e Chae (1991).

S. Com exceção da alfafa, os demais resíduos de plantas causaram imobilização do S (Figura 6c), com valores variando de -76% a -510% (TABATABAI; CHAE, 1991).

A exemplo do efeito da relação C/N na mineralização do N, a relação C/S parece ser um dos fatores de maior influência na mineralização do S, que ocorre com relação C/S inicial < 200 e a imobilização com relação > 420 . No entanto, nas relações intermediárias, tanto a mineralização quanto a imobilização do S podem ocorrer (BARROW, 1960). Confirmando os limites apresentados, a aplicação de composto de esterco bovino com relação C/S de 86 aumentou a disponibilidade do S no solo e a absorção de S pelas plantas. Por outro lado, a adição de compostos à base de serragem ou de casca de arroz, com relações C/S de 255 e 286, respectivamente, resultou em diminuição do S disponível do solo e limitação no desenvolvimento de plantas devido à imobilização microbiana (CHOWDHURY et al., 2000). A aplicação de esterco bovino e de resíduo de *Sesbania*, que apresentavam relação C/S de 150 e 135, respectivamente, promoveu aumento na disponibilidade de SO_4^{2-} . Por outro lado, a aplicação de palha de arroz (relação C/S de 328) promoveu imobilização do S pela biomassa microbiana (CHOWDHURY et al., 2002).

A relação C/S crítica no solo, ou seja, acima da qual a mineralização do C pode ser limitada pela deficiência de S, é de 1.110, < 720 e 490 para glicose, amido e celulose, respectivamente (CHAPMAN, 1997b). Entretanto, não apenas a relação, mas também a concentração de S no resíduo pode ser limitante. Em solo com baixo teor de S, a mineralização do C de palha de cevada foi influenciada pela concentração de S no resíduo. A quantidade de C mineralizada foi maior quando a concentração de S na palha era de $1,11 \text{ g kg}^{-1}$ ou $1,48 \text{ g kg}^{-1}$, em relação a $0,41 \text{ g kg}^{-1}$ ou $0,68 \text{ g kg}^{-1}$. Com aplicação de 15 mg kg^{-1} de S houve aumento na quantidade de C mineralizada somente nas concentrações menores de S na palha de cevada (CHAPMAN, 1997a).

Foi determinado que, quanto mais os teores de S extraíveis do solo ($S-SO_4^{2-}$, principalmente, e S orgânico solúvel, em menor proporção) aumentam, a taxa de decomposição de glicose também aumenta, com a aplicação ou não de S, indicando que, com a adição de C, a população microbiana se desenvolve, mesmo em solo deficiente em S, desde que os outros nutrientes estejam em suficiência, e cresce na

proporção em que a disponibilidade de S aumenta (CHAPMAN, 1997b).

Com a aplicação contínua de dejetos de bovinos e de fertilizantes NPK por 100 anos, Eriksen e Mortensen (1999) verificaram aumento do teor de C orgânico de dois solos, mas não observaram contribuição da mineralização do S orgânico nos teores de S disponíveis.

A deficiência de enxofre em plantas tem sido frequente devido à utilização de fertilizantes inorgânicos contendo baixa concentração ou ausência desse nutriente. Os resíduos orgânicos são fontes importantes de enxofre para as plantas, mas, como a maior parte desse nutriente encontra-se na forma de compostos orgânicos, é preciso que ocorra mineralização para que a disponibilidade aumente. Não há relatos de estudos de mineralização de enxofre em áreas de aplicação de resíduos no Brasil. A justificativa é que a avaliação das transformações do nitrogênio são mais importantes ou urgentes, porém o fato é que, de modo geral, nitrogênio e enxofre podem ser avaliados simultaneamente em áreas de aplicação de resíduos. É certo que a avaliação do enxofre requer métodos de quantificação mais sensíveis, no entanto esse aspecto precisa ser revisto para que a tomada de decisões sobre a aplicação dos resíduos nos solos seja feita abrangendo com eficiência e segurança o maior número possível de fatores.

Fósforo

Em comparação ao N e ao S, a proporção de P orgânico em relação ao P total do solo é bem menor: 50% em média, com variação provável entre 15% e 80% (HAVLIN et al., 2005). As formas de P orgânico incluem fosfatos de inositol, fosfolipídeos, fosfoglicerídeos, açúcares fosfatados e ácidos nucleicos (PIERZYNSKI et al., 2005). Nos adubos orgânicos o P total (Pt) é constituído das formas orgânicas e inorgânicas, e as proporções entre P orgânico (Po) e inorgânico (Pi) variam em função do tipo e, no caso de esterco, em função da alimentação animal (Tabela 3). Em esterco bovino e de frango foram determinados $2,72 \text{ g kg}^{-1}$ e $0,81 \text{ g kg}^{-1}$ de Pi, respectivamente, 25% e 16% do P total (CASSOL et al., 2001), valores bastante diferentes dos apresentados na Tabela 3 e que indicam, provavelmente, diferenças na alimentação. O aproveitamento do P adicionado ao solo na forma de adubos orgânicos, principalmente no cultivo subsequente, depende das formas e da proporção em que elas ocorrem nos adubos.

A exemplo do que ocorre com N e S, relação C/P nos adubos orgânicos menor que 200 resulta em mineralização líquida e, maior que 300, em imobilização líquida de Pi. Nesse intervalo ocorre equilíbrio entre mineralização e imobilização, de modo que não há ganho ou perda de Pi (HAVLIN et al., 2005).

A mineralização do P é um processo microbiológico mediado pela enzima fosfatase, de acordo com o esquema a seguir (Havlin et al., 2005):

Tabela 3. Fósforo total e solúvel em amostras de esterco, expressos em base seca.

Esterco	P total	P inorgânico solúvel em água	P orgânico solúvel em água
Gado de corte	4,02	1,14	0,17
Gado de leite	4,35	0,72	0,09
Galinha	23,60	6,75	0,60
Suíno	24,69	7,85	0,38

Fonte: Griffin et al. (2003).



Todos os fatores ambientais interferentes já descritos nos processos de transformação do N atuam nas transformações do P.

Com o uso de adubos orgânicos há aumento do fósforo total do solo. A aplicação de 3.070 t ha⁻¹ de esterco bovino (base seca), fracionada em 30 aplicações anuais, adicionou 19,78 t ha⁻¹ de P ao solo (quantidade acumulada) e resultou em aumento do P total do solo de 1.375 mg kg⁻¹ para 6.287 mg kg⁻¹ na profundidade de 0 cm-15 cm, e de 989 mg kg⁻¹ para 5.577 mg kg⁻¹ na profundidade de 15 cm-30 cm (XIYING et al., 2008). Por se tratar de solo de clima temperado, houve mobilização vertical, o que não é esperado para solos de clima tropical. Avaliação feita em Argissolo Vermelho distrófico arênico, embora com apenas três aplicações de

dejetos líquidos de suínos, não evidenciou aumento na concentração de P na solução percolada (BASSO et al., 2005).

O P do solo está distribuído em um conjunto de formas orgânicas (inositol fosfato, fosfolípeos e ácidos nucleicos) e inorgânicas (fosfatos de Fe, Al e Ca de baixa solubilidade, adsorvidos e em solução) (HAVLIN et al., 2005). Após a aplicação do adubo orgânico, à medida que as transformações ocorrem, o P se redistribui entre as formas e como resultado aumenta o P disponível para as plantas. Aplicação de até 70 t ha⁻¹ de vermicomposto de esterco bovino em Latossolo Vermelho textura média resultou em aumento do P-resina (P-res) de 3 mg dm⁻³ para mais de 100 mg dm⁻³ após 180 dias de incubação e, quando comparadas doses iguais de esterco bovino e vermicomposto de esterco bovino, o aumento no P disponível foi semelhante (YAGI et al., 2003). Aumento do P disponível, avaliado por extração do P em amostras de solo, após aplicação de composto de lixo, lodo de esgoto, dejetos líquidos de suínos e outros resíduos, é obtido com frequência (QUEIROZ et al., 2004; MANTOVANI et al., 2005; NASCIMENTO et al., 2004; SILVA et al., 2001). Relatos baseados na medida indireta do aumento da disponibilidade de P, por avaliação da concentração ou da quantidade acumulada de P na planta, após aplicação de resíduos ao solo, também são frequentes (CHIBA et al., 2008; GALDOS et al., 2004; GHERI et al., 2003). Entretanto, apenas uma parte do P aplicado ao solo será aproveitada pelas plantas. O restante permanece no solo distribuído da seguinte forma: adsorvido aos coloides, combinado com os componentes do solo, na forma insolúvel, e imobilizado por microrganismos para ser posteriormente incorporado à fração estável da MOS. Vários atributos do solo afetam essas relações, sendo mais importantes a mineralogia, a textura, o pH, o ponto de carga zero, a matéria orgânica, o tipo de ácidos orgânicos e a atividade microbiana (SILVA et al., 1997).

Em solos de região tropical, quanto maior a acidez, maior a adsorção de fosfato aos oxidróxidos de Fe e de Al, principalmente devido ao desenvolvimento de cargas positivas nos oxidróxidos. Havendo aumento de pH pela aplicação de adubos orgânicos, o processo de adsorção é desfavorecido e a disponibilidade deve aumentar. Se o aumento do pH decorrente da aplicação de adubos orgânicos está relacionado à conversão de Al³⁺ à forma de complexos orgânicos, a diminuição do

Al^{3+} da solução diminui a precipitação de fosfatos de alumínio e a disponibilidade para as plantas também é favorecida. Mecanismos de reação semelhantes podem ocorrer em relação ao ferro dissolvido. Assim, a aplicação de adubos orgânicos ao solo que resulte em aumento do pH e do teor de matéria orgânica diminui a precipitação e a adsorção de P (SILVA et al., 1997; SOUZA et al., 2006).

O aumento do teor de matéria orgânica possivelmente contribui para diminuir a adsorção de P pela formação de complexos que bloqueiam os sítios de adsorção de P na superfície dos óxidos de ferro e alumínio. Os grupos funcionais (COOH) bloqueiam a superfície da goetita, diminuindo a adsorção de P (FONTES et al., 1992).

Os ácidos orgânicos e seus respectivos ânions conjugados, produzidos continuamente pela decomposição da matéria orgânica, exsudatos de raízes e metabólitos microbianos, também reagem fortemente com os sítios de adsorção de P na superfície do solo, tornando-os menos acessíveis ao P. Esse efeito, no entanto, parece ser transitório (AFIF et al., 1995).

À medida que o teor de MOS aumenta, a capacidade máxima de adsorção de fosfato (CMAF) diminui (SILVA et al., 1997). Reforçando a afirmação, com a adição de esterco bovino foi observado aumento do teor de MOS, diminuição dos valores de CMAF e aumento do P na solução do solo (SOUZA et al., 2006).

Com aplicação de adubos orgânicos a expectativa é que a reserva de P_o do solo aumente, mas isso nem sempre acontece. Após 30 anos de aplicação de esterco bovino, a proporção de P_o no P_t foi menor ou igual a 5% e o aumento de P_o , com as doses aplicadas, só foi observado em parcelas não irrigadas. Desse modo, apesar de ter sido usada uma fonte orgânica de P na adubação, o efeito principal da adubação com esterco foi no P_i . A interrupção da adubação com esterco por 16 anos, após 14 anos de aplicação, resultou em retorno do P disponível aos teores iniciais nas parcelas que receberam as menores doses de esterco, indicando que todo o P presente no esterco tornou-se, provavelmente, disponível às plantas (XIYING et al., 2008). Há condições, no entanto, que tanto o P_i como o P_o aumentam com a aplicação de esterco, mas o aumento proporcional no P_i é maior do que no P_o (GALE et al., 2000; SHARPLEY et al., 2004).

Do mesmo modo como ocorre com enxofre, em áreas de aplicação de resíduos as transformações do fósforo são apenas eventualmente avaliadas, se comparado com o nitrogênio, o que contribui para o Pi definir o comportamento do fósforo nos solos do Brasil. No entanto, em áreas de aplicação de resíduos, o conhecimento do Po e da sua participação no P disponível é de extrema importância, sobretudo porque utilizar a reciclagem da forma mais eficiente pode poupar as reservas de fósforo existentes.

Considerações finais

A aplicação de fertilizantes orgânicos apresenta efeitos importantes na fertilidade do solo, principalmente na matéria orgânica, na CTC, na acidez e na disponibilidade dos nutrientes nitrogênio, enxofre e fósforo, embora para todos os demais, em maior ou menor intensidade, eles também ocorram. Os efeitos são, contudo, dependentes das características dos resíduos utilizados como fertilizantes orgânicos, dos atributos químicos do solo, bem como do pré-tratamento a que o resíduo foi submetido antes da sua disposição no solo.

Embora seja possível fazer generalizações como a relação C/N adequada do material a ser utilizado como fertilizante, o seu uso racional nos sistemas agrícolas depende de estudos que determinem, para cada tipo de resíduo e local, as taxas de aplicação a fim de que os efeitos benéficos sejam maximizados (aumento da matéria orgânica, da CTC, diminuição da acidez, aumento da disponibilidade de N, S e P), sem que haja efeitos negativos no próprio solo e eutrofização de corpos d'água.

Na região Amazônica, o uso de resíduos orgânicos é particularmente interessante, por serem uma fonte local de nutrientes que reduz a necessidade de importação de fertilizantes industriais de outras regiões. Há necessidade de pesquisa regional para estabelecer critérios técnicos que definam as condições de uso sem colocar em risco a qualidade do solo e das águas, estas, um dos principais recursos naturais da região.

Referências bibliográficas

- ABREU JUNIOR, C. H.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 4, p. 391-470, 2005.
- ABREU JUNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; LAVORANTE, A. F.; ALVAREZ, V. F. C. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p. 635-647, 2000.
- ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P. M. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forest of south-eastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralization. **Plant and Soil**, v. 92, n. 3, p. 341-362, oct. 1986.
- AFIF, E.; BARRÓN, V.; TORRENT, J. Organic matter delays but does not prevent phosphate sorption by Cerrado soils from Brazil. **Soil Science**, v. 159, n. 3, p. 207-211, mar. 1995.
- AJWA, H. A.; TABATABAI, M. A. Decomposition of different organic materials in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 18, n. 3, p. 175-182, 1994.
- ALVES, W. L.; MELO, W. J.; FERREIRA, M. E. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 729-736, 1999.
- AMANULLAH, M. M. 'N' release pattern in poultry manured soil. **Journal of Applied Sciences Research**, v. 3, n. 10, p. 1094-1096, 2007.
- ANDERSON, J. P. E. Soil respiration. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties**. 2th ed. Madison: American Society of Agronomy: Soil Science Society of America, 1982. p. 831-845.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após a aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, v. 65, n. 4, p. 659-668, 2006.
- BARROW, N. J. A comparison of the mineralization of nitrogen and of sulphur from decomposing organic materials. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 6, p. 960-969, 1960.
- BASSO, J. C.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTI, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, nov./dez. 2005.
- BERNAL, M. P.; NAVARRO, A. F.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; ROIG, A.; CEGARRA, J. Influence of sewage-sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 3, p. 305-313, mar. 1998a.
- BERNAL, M. P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 69, n. 3, p. 175-189, jul. 1998b.
- BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 581-590, maio/jun. 2007.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 jul. 2009. Seção 1, p. 20.
- CALDERÓN, F. J.; MCCARTY, G. W.; KESSEL, A. S. Van; REEVES III, J. B. Carbon and nitrogen dynamics during incubation of manured soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1592-1599, jan. 2004.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 635-644, 2001.

CASTELLANOS, J. Z.; PRATT, P. F. Mineralization of manure nitrogen: correlation with laboratory indexes. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 2, p. 354-357, mar. 1981.

CETESB. **Aplicações de lodos de sistema de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projetos e operações: manual técnico**. 1999. Disponível em: <www.ambientenet.eng.br/TEXTOS/LEGISLODO/CETESB99.PDF>. Acesso em: 18 abr. 2012.

CETESB. **Vinhaça: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola**. 2006. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/camaras/P4_231.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2012.

CHANG, C.; JANZEN, H.H. Long-term fate nitrogen from annual feedlot manure applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n. 4, p.785-790, 1996.

CHANG, C.; SOMMERFELDT, T. G.; ENTZ, T. Rates of soil chemical changes with eleven annual applications of cattle feedlot manure. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 70, n. 4, p. 673-681, 1990.

CHAPMAN, S. J. Barley straw decomposition and S immobilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 2, p. 109-114, Feb. 1997a.

CHAPMAN, S. J. Carbon substrate mineralization and sulphur limitation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, n. 2, p. 115-122, Feb. 1997b.

CHIBA, M. K.; MATTIAZZO, M. A.; OLIVEIRA, F. C. Cultivo de cana-de-açúcar em argissolo tratado com lodo de esgoto: II : fertilidade do solo e nutrição da planta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 653-662, abr. 2008.

CHOWDHURY, M. A. H.; BEGUM, R.; KABIR, M. R.; ZAKIR, H. M. Plant and animal residue decomposition and transformation of S and P in soil. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 5, n. 7, p. 736-739, 2002.

CHOWDHURY, M. A. H.; KOUNO, K.; ANDO, T.; NAGAOKA, T. Microbial biomass, S mineralization and S uptake by African millet from soil amended with various composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 6, p. 845-852, Jun. 2000.

CHRISTENSEN, B. T. Effects of animal manure and mineral fertilizer on the total carbon and nitrogen contents of soil size fractions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 5, p. n. 4, 304-307, 1988.

CHRISTENSEN, B. T.; JOHNSTON, A. E. Soil organic matter and soil quality: lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. In: GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. (Ed.) **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Amsterdam: Elsevier, 1997. p. 399-430. (Developments in Soil Science, v. 25).

DALENBERG, J. W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to ¹⁴C-labelled soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, n. 3, p. 443-448, 1989.

DAVIDSON, E. A.; HART, S. C.; FIRESTONE, M. K. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. **Ecology**, v. 73, n. 4, p. 1148-1156, Aug. 1992.

DENDOOVEN, L.; BONHOMME, E.; MERCKX, R.; VLASSAK, K. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, n. 1, p. 5-8, 1998.

DISTEFANO, J. F.; GHOLZ, H. L. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, n. 9, p. 989-998, 1986.

EGHBALL, B. Soil properties as influenced by phosphorus - and nitrogen - based manure and compost applications. **Agronomy Journal**, v. 94, n. 1, p. 128-135, 2002.

ENO, C.F. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. **Soil Science Society of American Proceedings**, v.24, n. 4, p. 277-279, Jul. 1960.

- ERIKSEN, J.; MORTENSEN, J.V. Soil sulphur status following long-term annual application of animal manure and mineral fertilizers. **Biology and Fertility of Soils**, v.28, n. 4, p. 416-421, 1999.
- FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Estudo do efeito de vermicomposto sobre absorção de nutrientes e produção de matéria seca pelo milho e propriedades do solo. **Científica**, v. 20, p. 217-227, 1992.
- FONTES, M. R.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 982-990, May 1992.
- FRENEY, J. R. Forms and reactions of organic sulfur compounds in soils. In: TABATABAI, M. A. (Ed.). **Sulfur in Agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 207-232. (Agronomy, 27).
- GALDOS, M. V.; DE MARIA, I. C.; CAMARGO, O. A. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho Eutroférico tratado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 569-577, jun. 2004.
- GALE, P. M.; MULLEN, M. D.; CIESLIK, C.; TYLER, D. D.; DUCK, B. N.; KIRCHNER, M.; MCLURE, J. Phosphorus distribution and availability in response to dairy manure applications. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 31, n. 5/6, p. 553-565, 2000.
- GALVÃO, S. R. S.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, n. 1, p. 99-105, jan. 2008.
- GHANI, A.; MCLAREN, R. G.; SWIFT, R. S. Sulphur mineralization and transformations in soils as influenced by additions of carbon, nitrogen and sulphur. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, n. 4, p. 331-341, Apr. 1992.
- GHERI, E. O.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Resposta de capim-tanzânia à aplicação de soro ácido de leite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 6, p. 753-760, jun. 2003.
- GRIFFIN, T. S.; HONEYCUTT, C. W.; HE, Z. Changes in soil phosphorus from manure application. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 2, p. 645-653, 2003.
- GUIMARÃES, R. C. M. **Atributos químicos em solos tratados com lodo biológico de indústria de gelatina**. 2009. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Unesp, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal.
- HANSELMAN, T. A.; GRAETZ, D. A.; OBREZA, T. A. A comparison of in situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 3, p. 1098-1105, May/June. 2004.
- HART, S. C.; STARK, J. M.; DAVIDSON, E. A.; FIRESTONE, M. K.; Nitrogen mineralization, immobilization and nitrification. In: WEAVER, R. W.; ANGLE, S.; BOTTMOLEY, P.; BEZDICEK, D.; SMITH, S.; TABATABAI, A.; WOLLUM, A. (Ed.) **Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 985-1018.
- HAVLIN, J. L.; BEATON, J. D.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. **Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management**. 7. ed. New Jersey: Pearson Education, 2005. 515 p.
- HAYNES, R. J.; NAIDU, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 51, n. 2, p. 123-137, 1998.
- HERNANDO, S.; LOBO, M. C.; POLO, A. Effect on the application of a municipal compost on the physical properties of a soil. **The Science of the Total Environment**, v. 81/82, p. 589-596, Jun. 1989.
- KERTESZ, M. A.; MIRLEAU, P. The role of soil microbes in plant sulphur nutrition. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 404, p. 1939-1945, 2004.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.
- KLAUSNER, S. D.; KANNEGANTI, V. R.; BOULDIN, D. R. An approach for estimating a decay series for organic nitrogen in animal manure. **Agronomy Journal**, v. 86, n. 5, p. 897-903, Sept. 1994.

- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 11/12, p. 1485-1498, Oct. 2000.
- LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELO, R. O. P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 257-261, 1983.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 817-824, out. 2005.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C.; FREIRIA, A. C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 30, p. 677-684, jul./ago. 2006.
- MAZUR, N.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, p. 157-159, 1983.
- MCGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, n. 4, p. 267-286, Nov. 1981.
- NARAMABUYE, F. X.; HAYNES, R. J. The liming effects of five organic manures when incubated with and acid soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 170, n. 5, p. 615-622, 2007.
- NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solo e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 385-392, abr. 2004.
- NEPTUNE, A. M. L.; TABATABAI, M. A.; HANWAY, J. J. Sulfur fractions and carbon-nitrogen-phosphorus-sulfur relationships in some Brazilian and Iowa soils. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 39, n. 1, p. 51-55, 1975.
- OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JÚNIOR, C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 37, n. 4, p. 529-538, abr. 2002.
- PARNAUDEAU, V.; CONDOM, N.; OLIVER, R.; CAZEVIEILLE, P.; RECOUS, S. Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 6, p. 1553-1562, Jun. 2008.
- PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. 3. ed. Boca Raton: Taylor & Francis, 2005. 569 p.
- PLAZA, C.; GARCÍA-GIL, J. C.; POLO, A. Dynamics and model fitting of nitrogen transformations in pig slurry atended soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 36, n. 15/16, p. 2137-2152, 2005.
- QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2000. 111 p.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 34, n. 5, p. 1487-1492, set./out. 2004.
- REIS, T. C.; RODELLA, A. A. Cinética da degradação da matéria orgânica e variação do pH do solo sob diferentes temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 619-626, 2002.
- SAHRAWAT, K. L. Factors affecting nitrification in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 39, p. 1436-1446, 2008.
- SCHJØNNING, P.; CHRISTENSEN, B. T.; CARSTENSEN, B. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving

animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. **European Journal of Soil Science**, v. 45, n. 3, p. 257-268, Sept. 1994.

SCHNITZER, M. Soil organic matter – the next 75 years. **Soil Science**, v. 151, n. 1, p. 41-58, Jan. 1991.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. **Soil Science Society of America**, v. 68, n. 6, p. 2048-2057, Nov./Dez. 2004.

SILVA, F. C.; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEIXE, E. M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, n. 5, p. 831-840, maio 2001.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BLANCANEUX, P.; LIMA, J. M.; CARVALHO, A. M. Rotação adubo verde-milho e adsorção de fósforo em Latossolo Vermelho-escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 32, n. 6, p. 649-654, jun. 1997.

SIMS, J. T. Organic wastes as alternative nitrogen sources. In: BACON, P.E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. New York: Marcel Dekker, 1995. p. 487-535.

SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; ROGÉRIO, P.; TORRES, F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 975-983, dez. 2006.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potential of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, n. 3, p. 465-472, May 1972.

STEVENSON, F. J. **Cycles of soil**. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley & Sons, 1986. 379 p.

STRONG, D. T.; SALE, P. W. G.; HELYAR, K. R. Initial soil pH affects the pH at which nitrification ceases due to self-induced acidification of microbial microsites. **Australian Journal of Soil Research**, v. 35, n. 3, p. 565-570, 1997.

TABATABAI, M. A.; CHAE, Y.M. Mineralization of sulfur in soils amended with organic wastes. **Journal of Environmental Quality**, v. 20, n. 3, p. 684-690, Jul. 1991.

TANIGUCHI, C. A. K.; FERREIRA, M. E.; GUIMARÃES, R. C. M.; CRUZ, M. C. P.; KUHNEN, F.; BRAOS, B. B. Mineralização do nitrogênio do lodo biológico da indústria de gelatina em solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 28.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 12.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 10.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 7., 2008, Londrina. **Desafios para o uso do solo com eficiência e qualidade ambiental: anais**. Londrina: Embrapa Soja: SBCS: IAPAR, UEL, 2008. 1 CD-ROM.

TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 113-135.

VIEIRA, F. C. B.; HE, Z. L.; BAYER, C.; STOFELLA, P. J.; BALIGAR, V. C. Organic amendment effects on the transformation and fractionation of aluminum in acidic sandy soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 39, p. 2678-2694, Sept. 2008.

WHALEN, J. K.; CHI, C.; CLAYTON, G. W.; CAREFOOT, J. P. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, N. 3, p. 962-966, 2000.

WIENHOLD, B. J. Comparison of laboratory methods and an in situ method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 38, p. 1721-1732, 2007.

XIYING, H.; CHI, C.; TRAVLS, G. R.; ZHANG, F. Soil carbon and nitrogen response to 25 annual cattle manure applications. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, n. 2, p. 239-245, 2003.

XIYING, H.; GODLINSKI, F.; CHI, C. Distribution of phosphorus forms in soil following long-term continuous and discontinuous cattle manure applications. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 1, p. 90-97, Jan./Feb. 2008.

YAGI, R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. da; BARBOSA, J. C. Organic matter fractions and soil fertility under the influence of liming, vermicompost and cattle manure. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 60, n. 3, p. 549-557, 2003.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1/4, p. 117-161, Sept. 1997.

ZHAO, F. J.; LEHMANN, J.; SOLOMON, D.; FOX.; MCGRATH, S. P. Sulphur speciation and turnover in soils: evidence from sulfur K-edge XANES spectroscopy and isotope dilution studies. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 5, p. 1000-1007, May 2006.







4



Wanderley José de Melo, Valéria Peruca de Melo,
Gabriel Maurício Peruca de Melo e Liandra Maria Abaker Bertipaglia

Impacto ambiental

capítulo 4.

Impacto ambiental pelo uso de resíduos em solos



Introdução

A evolução do homem tem trazido como consequência o aumento de sua população no planeta Terra. Esse aumento tem ocorrido de modo desordenado com a formação de grandes centros urbanos em algumas regiões e um vazio demográfico em outras.

Em algumas regiões tem havido grande desenvolvimento industrial visando garantir as necessidades crescentes de produção de alimentos e de bens de consumo com objetivo de garantir uma qualidade de vida desejável.

O crescimento populacional e o desenvolvimento econômico e industrial trazem no seu bojo a geração de resíduos com diferentes graus de periculosidade para o ambiente e a saúde dos seres vivos. Tais resíduos devem ser adequadamente tratados e dispostos, de modo a garantir a sustentabilidade da vida no planeta.

Dentre os contaminantes presentes nos resíduos e que oferecem perigo ao ambiente estão microrganismos patogênicos (bactérias, vírus), ovos de helmintos, substâncias orgânicas não biodegradáveis ou degradáveis em longo período de tempo (organoclorados, dioxinas) e elementos traços, também chamados de metais pesados (mercúrio, arsênio, selênio, entre outros).

Neste capítulo são discutidos os possíveis impactos no sistema solo-água pela aplicação de resíduos contaminados com metais pesados, dando ênfase àqueles considerados na legislação brasileira que rege a aplicação de resíduos em áreas agrícolas.

Os termos elementos traços e metais pesados

O termo metal pesado tem sido usado para definir metais catiônicos e aniônicos que normalmente estão presentes no solo em concentrações menores do que 1 mg kg^{-1} ; não obstante o termo também seja aplicado para Fe, Al e Ti, que ocorrem em quantidades elevadas na litosfera, principalmente em regiões tropicais.

Segundo Malavolta (1994), metais pesados são elementos químicos que apresentam densidade superior a 5 g/cm^3 e número atômico acima de 20.

Na realidade, esse conceito engloba não apenas metais, mas também semimetais (caso do arsênio) e ametais (caso do boro e do selênio). Assim sendo, a denominação elementos traços (elementos que aparecem em baixas concentrações) parece ser mais adequada.

Como se pode observar na Tabela 1, a maioria dos metais pesados obedece aos dois princípios. Nos casos de B, Sb, Se e Ti, por exemplo, não satisfazem o princípio da densidade, mas satisfazem o do número atômico.

Alguns dos metais pesados são nutrientes das plantas, como é o caso do Cu, Fe, Mn, Zn, B e Mo. Entretanto, o Co é considerado nutriente dos animais e, assim como Ni e o V, favorece o desenvolvimento das plantas. O Ni (participa na constituição da urease) e o Co (participa da constituição da colamina e de enzimas como desidratases, mutases, fosforilases e transferases) já poderiam ser considerados como nutrientes das plantas, conforme postulado por alguns autores (MALAVOLTA; MORAES, 2007).

Recentemente, a expressão elemento traço vem sendo preferida em relação ao termo metal pesado, que nunca foi definido por um órgão oficial como a União Internacional de Química Aplicada (Iupac), e é essa denominação que será adotada neste texto.

Tabela 1. Exemplos de elementos considerados metais pesados.

Elemento	Símbolo	Número atômico	Densidade (g/cm ³)
Arsênio	As	33	5,72
Bário	Ba	56	3,50
Boro	B	35	2,95
Cádmio	Cd	48	8,64
Chumbo	Pb	82	11,35
Cobalto	Co	27	8,90
Crômio	Cr	24	7,18
Cobre	Cu	29	8,96
Ferro	Fe	26	7,84
Mercúrio	Hg	80	13,60
Manganês	Mn	25	7,20
Molibdênio	Mo	42	10,20
Níquel	Ni	28	8,91
Antimônio	Sb	51	4,64
Selênio	Se	34	4,81
Estanho	Sn	50	7,30
Titânio	Ti	81	4,50
Vanádio	Vd	23	6,10
Zinco	Zn	30	7,13

Os elementos traços e o impacto ambiental

Os elementos traços têm grande afinidade com as moléculas proteicas, formando com elas complexos que podem causar sua desnaturação, com perda das propriedades funcionais. Um grande problema dos elementos traços é o fato de formarem complexos estáveis com as proteínas, o que dificulta sua eliminação pelo organismo, resultando em efeito cumulativo.

As proteínas são biomoléculas com diferentes graus de complexidade, podendo apresentar níveis de estrutura primário, secundário, terciário e quaternário. Desempenham, em nível celular, papel fundamental para a manutenção do estado vital, exercendo diferentes funções, tais como estrutural (como as queratinas, que participam na composição de cabelo, pelos, unhas, cascos), de defesa (os anticorpos), de transporte (caso da hemoglobina, que transporta o oxigênio e o gás carbônico nos mamíferos), catalítica (desempenhada pelas diferentes enzimas, que atuam nos ciclos metabólicos), de locomoção (a actina e a miosina, responsáveis pela contração muscular), de reserva nutritiva (em sementes, ovos), função hormonal (somatotrofina, o hormônio de crescimento, insulina, hormônio paratireoideano) e transporte de impulsos nervosos (rodopsina, proteína fotorreceptora no globo ocular).

Portanto, ao provocarem a desnaturação das moléculas proteicas, os elementos traços colocam em risco a vida dos seres vivos. É o caso do chumbo, que causa o saturnismo, doença provocada pela ruptura no transporte de impulsos nervosos, desenvolvendo paralisias que levam à morte. Uma vez presentes no solo, em formas disponíveis para as plantas, os elementos traços podem ser absorvidos, translocados e armazenados em tecidos de plantas e animais que posteriormente constituem alimentos dos homens e dos animais.

Alimentos contaminados representam a forma de entrada dos elementos traços na cadeia alimentar, colocando em risco a saúde humana. A percolação pelo perfil do solo, de modo a atingir as águas subterrâneas, ou a erosão superficial, que leva os elementos traços para as águas superficiais, é outra forma de fazê-los entrar na cadeia alimentar.

Por esse motivo, os órgãos ambientais têm grande preocupação em regulamentar o uso de resíduos na agricultura, controlando assim a entrada de elementos traços no solo.

3.1. Elementos traços controlados pelos órgãos ambientais

Os órgãos ambientais da grande maioria dos países têm elaborado legislações, visando ao controle da adição de elementos traços no solo pelo uso de resíduos e de insumos agrícolas.

No Brasil, até o ano de 2005, apenas dois estados tinham legislação regulamentando a adição de elementos traços no solo, através do uso de resíduos na agricultura, que eram o Estado do Paraná, através de seu órgão ambiental, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP), e o Estado de São Paulo, por meio da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb). Ambas as legislações foram adaptadas de legislações geradas na Espanha, no caso do IAP, e nos Estados Unidos, no caso da Cetesb.

Em 2006, o Ministério do Meio Ambiente implantou uma legislação de âmbito nacional (BRASIL, 2006), que regula a aplicação de resíduos na agricultura, incluindo o controle de 11 elementos traços: As, Ba, Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Se e Zn. A resolução define as concentrações máximas permitidas no lodo de esgoto para uso na agricultura e as doses máximas acumuladas com adições sucessivas do resíduo (Tabela 2).

3.2. Elementos traços na água e em alimentos

Uma vez presente no solo, no ar ou na água, seja por ocorrência natural ou por ação antrópica, o elemento traço pode entrar na cadeia alimentar e, ao atingir determinadas concentrações, causar toxicidade. No caso de plantas e animais domésticos, haverá diminuição na produtividade e até mesmo morte. No seres humanos, ocorrerão distúrbios metabólicos, que poderão culminar com a morte.

Dessa forma, os órgãos responsáveis pela saúde nos diferentes países e também organismos internacionais têm se preocupado em definir as concentrações de elementos traços que podem ocorrer na água e em alimentos diversos, diminuindo o risco de toxicidade por meio da ingestão.

Sabe-se, por exemplo, que as fontes naturais de Pb contribuem muito pouco para sua concentração no ar, alimento, água e poeira. Para adultos, a maior parte do Pb provém de alimentos, da água e da exposição ocupacional, enquanto para crianças, a poeira e o solo contribuem de forma significativa. Portanto, àquelas com 2 anos de idade e pesando cerca de 10 kg, recomenda-se uma ingestão semanal máxima de Pb da ordem de $25 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso corporal, o que equivale ingerir diariamente $36 \mu\text{g}$ (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1993).

Na Tabela 3 constam os conteúdos médios de Cd, Pb e Zn em alimentos produzidos em solos não contaminados nos Estados Unidos. Observa-se que o espinafre é uma hortaliça com grande potencial para acúmulo de Cd, Pb e Zn.

Devido ao perigo que os elementos traços representam para a saúde do

Tabela 2. Elementos traços permitidos no lodo de esgoto para aplicação em área agrícola e dose teórica máxima permitida pela adição do resíduo.

Elemento	Máximo no lodo mg kg^{-1} base seca	Máximo acumulado* kg/ha
Arsênio	41	30
Bário	1.300	265
Cádmio	39	4
Chumbo	300	41
Cobre	1.500	137
Cromo	1.100	154
Mercúrio	17	1,2
Molibdênio	50	13
Níquel	420	74
Selênio	100	13
Zinco	2.800	44

*Carga acumulada teórica máxima permitida pela aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado.

Fonte: Brasil (2006).

Tabela 3. Conteúdos médios de Cd, Pb e Zn em alimentos produzidos em solos não contaminados nos Estados Unidos.

Alimento	Cd	Pb	Zn
	mg kg^{-1}		
Alface	0,44	0,19	46
Espinafre	0,80	0,53	43
Batata	0,14	0,03	15
Trigo	0,04	0,02	29
Arroz	0,01	0,01	15
Milho	0,01	0,01	22
Cenoura	0,16	0,05	20
Cebola	0,09	0,04	16
Tomate	0,22	0,03	22
Amendoim	0,07	0,01	31
Soja	0,04	0,04	45

Fonte: Dudka e Miller (1999)

homem, são estabelecidos limites para sua concentração nos alimentos (Tabela 4).

3.3. Elementos traços em águas superficiais e sedimentos

A concentração de elementos traços em águas superficiais depende de uma série de fatores, quais sejam:

a) Composição química das rochas e dos solos onde se encontra a bacia hidrográfica (elementos traços liberados por meio do intemperismo).

b) Poluição antrópica (uso de agroquímicos e deposição atmosférica de poluentes lançados no ar).

c) Reações químicas (adsorção em partículas e outras superfícies e formação de precipitados).

Os processos naturais que contribuem para o aparecimento de elementos traços em águas superficiais e subterrâneas são o intemperismo das rochas e a lixiviação no perfil do solo, enquanto a contribuição antropogênica está relacionada principalmente às atividades de mineração (carvão e jazidas minerais), indústrias e geração de efluentes municipais. As fontes antropogênicas contribuem com 11% (caso do Mn) a 96% (caso do Pb) das emissões, sendo responsáveis pela adição de 1,16 milhão de toneladas de Pb por ano nos ecossistemas terrestres e aquáticos.

Os efluentes domésticos (especialmente para As, Cr, Cu, Mn e Ni), a queima de carvão para geração de energia (principalmente para As, Hg e Se), a fundição de metais não ferrosos (Cd, Ni, Pb e Se), a fabricação de ferro e aço (Cr, Mo, Sb e Zn), o descarte do lodo de esgoto (As, Mn e Pb) e a deposição atmosférica (Pb e V) são as principais fontes de elementos traços para os sistemas aquáticos.

Alguns insumos agrícolas e subprodutos usados como fertilizantes e corretivos (fertilizantes, calcários, escórias, esterco, lodo de esgoto) podem contribuir para o aumento da concentração de elementos traços no solo e na água, mas sua participação é bem menor e por isso o efeito poderá demorar décadas para se manifestar.

Tabela 4. Conteúdo de elementos traços permitido em alimentos para consumo humano.

Alimento	Pb	Cd	Ni	Cr	Cu
	mg kg ⁻¹				
Sucos naturais	–	0,5	3,0	–	30,0
Outros alimentos	0,8	1,0	5,0	0,1	30,0

Fonte: Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação (1996).

No Brasil, o Fundo Nacional de Saúde, por meio da Portaria Funasa nº 1.499/2001, estabeleceu o máximo permitido de elementos traços em águas potáveis (Tabela 5).

4. Elementos traços no solo

4.1. Origem, conteúdo, formas e disponibilidade para as plantas

O solo é um componente muito específico da litosfera, agindo não apenas como um depósito de água, elementos químicos e substâncias diversas, mas também como um tampão natural, controlando o transporte de elementos químicos e substâncias à atmosfera, hidrosfera e biosfera. O papel mais importante do solo está na capacidade de suportar o crescimento das plantas e a produção de alimentos, que são essenciais para a sobrevivência dos seres humanos. Portanto, a manutenção das funções ecológica e agrícola do solo é responsabilidade da humanidade (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992).

Um dos fatores capazes de limitar o uso do solo para fins produtivos é a presença de elementos traços, que podem ser fitotóxicos e, por meio das plantas ou da ingestão direta de solo (principalmente por crianças), entrar na cadeia trófica, vindo a ser nocivos para os animais e o homem. A vida útil dos elementos traços no solo varia muito, sendo Zn de 70-510 anos, Cd de 13-1.100 anos, Cu de 300-1.500 anos e Pb de 740-5.900 anos. A completa remoção dos contaminantes metálicos dos solos é quase impossível.

Tabela 5. Níveis máximos de elementos traços permitidos em água doce, classe I.

Elemento	Nível máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Al	100
As total	10
Ba total	700
Cd total	1
Cr total	50
Cu dissolvido	9
Fluoreto total	1400
Fe dissolvido	300
Hg total	0,2
Mn total	100
Pb total	10
Sb	5
Zn total	180

Fonte: Brasil (2005).

Os elementos traços ocorrem naturalmente no solo por estarem presentes na rocha de origem. Na Tabela 6 encontram-se as concentrações de alguns elementos traços em diversos tipos de rochas, enquanto nas Tabelas 7 e 8 são apresentados os teores obtidos em amostras de solo pela metodologia da Environmental Protection Agency (1986).

Dessa forma, conhecendo o material de origem de um determinado solo, é possível uma expectativa da concentração natural dos elementos traços nele presentes.

Marchiori Júnior (2002) avaliou o conteúdo de elementos traços em 28 solos localizados no Estado de São Paulo (Tabela 7). Pela análise dos resultados, pode-se verificar a grande variação no conteúdo de elementos traços em solos sob vegetação nativa ou sob pastagem que nunca receberam fertilização mineral. Os teores de Cu variaram de 1,7 mg kg⁻¹ (Latosolo Vermelho eutrófico e Argissolo Amarelo distrófico) a 68,9 mg kg⁻¹ (Latosolo Vermelho distrófico); o Cr variou de 7,2 mg kg⁻¹ (Latosolo Vermelho distrófico) a 229,0 mg kg⁻¹ (Latosolo Vermelho distrófico); a concentração de Ni variou de 1,2 mg kg⁻¹ (Neossolo Quartzarênico óxico) a 33,9 mg kg⁻¹ (Latosolo Vermelho distrófico). A variação nos conteúdos em Cd e Pb foi bem menor.

Tabela 6. Concentração de elementos traços em rochas.

Elemento	Rochas ígneas	Rochas sedimentares			
	Ultrabásica	Básica	Granito	Arenito	Calcário
mg kg ⁻¹					
Cobre	10-40	90-100	10-15	35	5.5-15
Zinco	50-60	100	40-52	23	20-25
Cádmio	0,12	0,1-0,2	0,09-0,20	0,05	0,03-0,1
Crômio	2500	200	4	35	10-11
Níquel	2000	150	0,5	2-9	7-12
Chumbo	0,1-15	3-5	20-24	9	5-7
Mercúrio	0,004	0,01-0,08	0,08	0,15	0,05-0,1

Fonte: Malavolta (1994).

4. IMPACTO AMBIENTAL PELO USO DE RESÍDUOS EM SOLOS

Tabela 7. Elementos traços, determinados pelo método proposto pela Environmental Protection Agency (1986), em solos do Estado de São Paulo (profundidade 0,10 m) sob vegetação nativa ou pastagens que nunca receberam agroquímicos.

Local	Solo	Cu	Cd	Cr	Pb	Ni
		mg kg ⁻¹				
Jaboticabal	LVd	23,8	1,6	117,4	7,8	29,1
Taiacu	AVAd	11,1	nd	98,8	6,2	15,7
Engenheiro Coelho	LVd	68,9	1,7	57,6	8,6	33,9
Conchal	LVd	13,5	1,0	57,9	8,4	15,4
Limeira	AAAd	4,2	nd	8,1	6,2	2,1
Riolândia	LVd	nd	nd	118,2	nd	14,4
Paulo de Faria	LVd	9,7	1,3	229,0	nd	19,9
Riolândia	LVd	5,6	0,6	75,0	3,9	8,3
Artur Nogueira	LVd	2,5	nd	11,6	4,3	nd
Mogi-Guaçu	LVAd	3,5	nd	13,6	nd	2,0
Aguai	LVd	2,6	0,5	13,2	3,3	3,0
Artur Nogueira	AAAd	3,8	nd	10,5	5,8	2,2
Itápolis	LVAd	2,9	nd	36,6	3,0	3,3
Itápolis	LVd	2,4	0,5	47,6	5,4	3,8
Tapinas	AVAE	3,6	0,5	36,5	3,3	5,3
Tapinas	AVAE	3,6	0,4	36,5	3,4	5,4
Avaí	LVE	1,7	nd	23,7	nd	nd
Cafelândia	LVE	5,3	nd	16,7	3,1	3,1
Cafelândia	LVE	5,4	nd	16,7	3,1	3,0
Bebedouro	AAE	10,0	nd	32,3	nd	3,1
Bebedouro	LVd	3,4	nd	49,8	3,9	4,8
Ibitinga	AAAd	1,7	nd	20,8	nd	1,7
Ibitinga	LVE	2,4	nd	29,1	nd	2,9
Vista Alegre do Alto	AVAE	4,1	nd	47,8	3,4	4,3
Brotas	NQo	1,8	nd	8,6	nd	1,2
Brotas	NQo	1,8	nd	8,6	nd	1,2
Getulina	LVd	2,0	nd	7,4	3,3	2,9
Getulina	LVd	2,2	nd	7,2	3,7	2,7

LVd: Latossolo Vermelho distrófico; LVE: Latossolo Vermelho eutrófico; AAAd: Argissolo Amarelo distrófico; AVAE: Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico; NQo: Neossolo Quartzarênico óxido; nd: abaixo do limite de detecção do método. **Fonte:** Marchiori Júnior (2002).

Ao avaliarem a concentração de elementos traços em 19 latossolos brasileiros, Campos et al. (2003) também observaram variação nas concentrações de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn, mais intensa para o Pb, provavelmente um efeito da queima de combustíveis fósseis, que levavam o metal na sua constituição (Tabela 8).

A maioria dos elementos traços ocorre naturalmente nos solos em baixas concentrações e em formas não prontamente disponíveis para as plantas e os organismos vivos (RESENDE et al., 1997). A concentração de elementos traços na solução da maioria dos solos é muito baixa, da ordem de 1 µg/L a 1.000 µg/L e, em alguns casos, abaixo de 1 µg/L. Nessas condições, o elemento tende a ser retido no solo por adsorção, principalmente na forma não trocável (MCBRIDE, 1989).

A concentração de elementos traços no solo pode ser afetada por fenômenos naturais, como erupções vulcânicas, redistribuição por ação eólica ou hídrica, e por ações antrópicas, como mineração, metalurgia, disposição de resíduos, queima de resíduos, uso de fertilizantes, corretivos e outros insumos agrícolas.

Além da concentração do elemento traço no solo, é muito importante conhecer o seu comportamento naquele ambiente, do que resultará a fitodisponibilidade e a possibilidade de sua percolação pelo perfil do solo, atingindo o lençol freático. Esse comportamento depende do metal e de um conjunto de propriedades do solo, como conteúdo de matéria orgânica, teor dos óxidos de ferro, alumínio e manganês, tipo e concentração do mineral de argila, da CTC, do pH, da relação macro/microporos e do teor de umidade (definindo o potencial eletronegativo).

Os elementos traços tendem a se complexar com a matéria orgânica, o que pode diminuir ou aumentar a sua mobilidade no perfil do solo, dependendo do tipo de complexo ou quelado formado. Por isso, a distribuição de alguns dos elementos

Tabela 8. Elementos traços totais, determinados pela metodologia da Environmental Protection Agency (1986) em latossolos brasileiros.

Elemento	Concentração (mg kg ⁻¹)
Cádmio	07±0,3
Cobre	65,0±7,4
Níquel	18,0±1,2
Chumbo	22,0±9,0
Zinco	39,0±2,4

Fonte: Campos et al. (2003).

traços no perfil do solo tende a seguir o modelo de distribuição da matéria orgânica, como ocorre com o cobre e o cobalto. A formação de complexos de baixo peso molecular com a fração solúvel da matéria orgânica pode ser um tipo de movimentação em profundidade, que ocorre com os complexos do cobre com a fração ácidos fúlvicos.

Outro fator que afeta a solubilidade, a disponibilidade e a toxicidade de alguns dos elementos traços é o estado de oxidação, determinado pela relação água/ar e também pela presença de agentes oxidantes e redutores. A matéria orgânica pode reduzir o Cr^{6+} , que possui potencial carcinogênico, a Cr^{3+} , menos tóxico, enquanto os óxidos de Mn podem oxidar o Cr^{3+} a Cr^{6+} . Felizmente, nas condições normais do solo, o Cr^{6+} é facilmente convertido em Cr^{3+} , tornando o elemento pouco disponível para as plantas (MALAVOLTA, 1994).

Em solos com elevada CTC, há diminuição na mobilidade vertical dos elementos traços metálicos no perfil do solo, uma vez que são adsorvidos nos pontos de troca catiônica. Os sesquióxidos de Fe, Al e Mn também têm a capacidade de adsorver elementos traços, diminuindo sua mobilidade no perfil do solo.

O pH é um dos atributos do solo que mais afetam a disponibilidade dos elementos traços para as plantas. Eles são afetados diferentemente pelo pH, tendo alguns a disponibilidade aumentada pelo aumento do pH (arsênio, molibdênio), enquanto outros têm a disponibilidade diminuída pela elevação do pH (cádmio, chumbo, cobre, zinco, dentre outros).

O Mn ocorre no solo sob três valências diferentes: Mn^{+2} , Mn^{+3} e Mn^{+4} , que se encontram em equilíbrio dinâmico, sendo os estados de oxidação +3 e +4 favorecidos pela elevação do pH e por condições oxidantes. A passagem do nível de oxidação +3 para +2 acontece em meio ácido e condições redutoras. Em alguns casos, pode ocorrer relação direta entre o pH e o Mn extraível pelo extrator Mehlich 1 devido a uma relação inversa entre pH e matéria orgânica (quando o pH diminui, o teor de MO aumenta, aumentando a complexação do Mn e diminuindo sua extração pelo extrator Mehlich 1) (MALAVOLTA, 1994).

Para o Pb, a elevação do pH promove a formação de precipitados na forma de hidróxidos, fosfatos e carbonatos de Pb e de complexos insolúveis com a matéria orgânica.

O teor de Cd na solução do solo é governado pela matéria orgânica, pelo pH e pelo teor de Cd. Quando o teor de Cd é baixo, ocorre a formação de complexo organomineral; quando é muito alto, ocorre a formação de precipitado de carbonato e fosfato de Cd, o que é facilitado em pH mais elevado. Em solo ácido, a formação de complexos com a matéria orgânica e as reações com sesquióxidos são os fatores que mais afetam a solubilidade do Cd.

Em solo contaminado com mistura sulfocrômica, Matos e Nóbrega (2008) observaram que o CrVI se transformou quase totalmente em CrIII, de modo que a concentração de CrVI ficou abaixo do limite de detecção da metodologia analítica utilizada, fato atribuído à presença de matéria orgânica e ao abaixamento do pH pelo ácido sulfúrico.

O nível de aeração do solo, definido pela relação água/ar, modifica o nível de oxidação dos elementos, transformando formas solúveis em insolúveis ou vice-versa.

Em condições de excesso de aeração, o ambiente torna-se oxidante e formas mais reduzidas como Mn^{+2} e Fe^{+2} , que são solúveis, são oxidadas para Mn^{+3} e Fe^{+3} , que são insolúveis.

Quando se fala em teores totais de elementos traços no solo, é preciso ter em mente a metodologia usada na determinação. Algumas metodologias denominam o valor obtido como total, mas na verdade não o é. Assim, a metodologia da Environmental Protection Agency (1986), que ataca a amostra de solo com HNO_3 , HCl e H_2O_2 concentrados e a quente, na realidade não determina o conteúdo total do elemento traço. Para que o teor total seja obtido, é preciso realizar a dissolução total da amostra de solo, o que se consegue por uma complementação da digestão com HF a quente.

É evidente que ao se adicionar um elemento traço no solo, através de um resíduo, de um agroquímico ou simplesmente quando ocorre pela deposição atmosférica, se esse metal não for removido por lixiviação, erosão, volatilização ou pelas culturas, seu teor no solo tende a aumentar. Às vezes, tal aumento pode não ser detectado pelo tipo de metodologia usada na determinação.

É bom lembrar que os teores totais de elementos traços no solo (ou os pseudototais, como os obtidos pela metodologia USEPA) podem não representar

a sua disponibilidade para as plantas (de modo geral não representam). Na avaliação da disponibilidade dos elementos traços para as plantas tem sido testada uma série de extratores, embora nenhum deles tenha sido eficiente para todos. Às vezes, um determinado extrator extrai uma quantidade de um elemento que se correlaciona muito bem com a quantidade absorvida por uma determinada planta, mas não apresenta a mesma correlação com outros elementos (MATTIAZZO et al., 2001).

Vários têm sido os extratores utilizados para extrair elementos traços do solo e estimar sua disponibilidade para as plantas, sendo os mais comuns soluções ácidas (HCl 0,1 mol/L, Mehlich 1), soluções contendo quelantes e ácidos (Mehlich 3), soluções de agentes quelantes (EDTA, DTPA-pH 7,3, DTPA-TEA-pH 7,3), soluções de sais neutros (CaCl₂, MgCl₂, Ca(NO₃)₂, acetato de amônio). Todavia, nenhum deles até o momento se mostrou eficiente para estimar a disponibilidade de Cd, Cr, Ni e Pb para as plantas (ANJOS; MATTIAZZO, 2001; MATTIAZZO et al., 2001). Mais recentemente, vem sendo estudado o uso de ácidos orgânicos da rizosfera visando estimar a disponibilidade de elementos traços oriundos da aplicação do lodo de esgoto ao solo para as plantas, e os resultados parecem promissores (PIRES, 2003).

Em estudo para avaliar as formas de cobre em latossolo tratado com compostos obtidos com lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), localizada em Franca, SP, e bagaço de cana-de-açúcar, cultivado com tomateiro, Revoredo et al. (2004) observaram que o metal não foi detectado nas frações solúveis em água, trocáveis e ligadas a óxidos de Mn, predominando nas frações residuais e óxidos de Fe, exatamente as mais estáveis.

Alguns problemas na contaminação de solo com Zinco estão relacionados à espécie química com que o Zn se apresenta. Complexos orgânicos solúveis de Zn, presentes principalmente em resíduos de esgotos municipais, são de alta mobilidade no solo, estando, portanto, facilmente disponível às plantas. Em solo arenoso com pH 6,1 e com 1,25% de matéria orgânica, que recebeu lodo de esgoto enriquecido com Zn, observou-se a presença de 3%-21% de espécies de Zn facilmente disponíveis e 21%-34% de espécies fracamente ligadas à fração sólida ou trocável (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Oliveira (1995) estudou o efeito de

doses de lodo de esgoto (0 t ha^{-1} , 50 t ha^{-1} , 100 t ha^{-1} e 150 t ha^{-1}), em Neossolo e Latossolo Vermelho em condições de casa de vegetação e sob dois níveis de pH sobre o Zn, e verificou aumento na disponibilidade do metal somente na maior dose do resíduo.

O lodo de esgoto é um resíduo que tem sido usado com frequência cada vez maior em áreas agrícolas e que tem contribuído para alterar a concentração e a espécie com que os elementos traços ocorrem no solo.

Nos Estados Unidos, o tratamento do solo por lodo de esgoto com altas concentrações de Pb e por longos períodos levou a uma concentração do metal de 425 mg kg^{-1} , sendo a concentração do solo não tratado de 47 mg kg^{-1} (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY, 1989).

Doses de lodo de esgoto de 50 t ha^{-1} , 100 t ha^{-1} e 150 t ha^{-1} , aplicadas em Neossolo e Latossolo sob dois níveis de pH, causaram aumento na disponibilidade de Cr somente na maior dose (OLIVEIRA, 1995).

O comportamento do Ni no solo, principalmente quando adicionado por meio do lodo de esgoto, ainda é pouco conhecido. Somente agora trabalhos vêm sendo desenvolvidos com esse objetivo, principalmente tendo em vista o elevado teor do metal encontrado em lodos de esgoto obtidos em regiões metropolitanas.

Reis (2002) estudou a distribuição do Ni em Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) e Nitossolo Vermelho distrófico (NVd) e sua disponibilidade para plantas de alface, quando adicionado na forma de cloreto de níquel e lodo de esgoto e sob diferentes teores de matéria orgânica (pela adição de turfa) e de pH (pela calagem). Foi a calagem que mais afetou as formas de Ni no solo, reduzindo a fração trocável e aumentando a fração ligada à matéria orgânica e aos óxidos. A turfa aumentou a fração trocável e diminuiu as frações ligadas à matéria orgânica e aos óxidos.

A distribuição do metal, quando adicionado pelo lodo de esgoto, predominou nas frações mais fortemente retidas, comportamento distinto de quando adicionado na forma de NiCl_2 . As doses mais baixas de calcário e turfa resultaram em teores mais elevados de Ni solúvel e livre, que aumentaram com a dose de NiCl_2 . O Ni adicionado ao solo, seja pelo cloreto de níquel, seja pelo lodo de esgoto, correlacionou-se com o Ni absorvido pela planta.

A aplicação de doses de lodo de esgoto (0 t ha^{-1} , 50 t ha^{-1} , 100 t ha^{-1} e 150 t ha^{-1}), em Neossolo Quartzarênico e Latossolo Roxo sob dois níveis de pH, causou aumento na disponibilidade de Ni somente na dose mais elevada (OLIVEIRA, 1995).

Revoredo; Melo (2004) contaminaram lodo de esgoto obtido na ETE-Barueri (região metropolitana de São Paulo) com Ni (NiCl_2) para atingir concentrações de 280 mg kg^{-1} , 420 mg kg^{-1} , 630 mg kg^{-1} e 945 mg kg^{-1} (base seca). Após adição do sal de níquel, o resíduo foi incubado por 60 dias, mantendo-se a umidade em torno de 70% da capacidade de retenção. O lodo de esgoto, assim obtido, foi incorporado a um Latossolo Vermelho distrófico em dose equivalente a 10 t ha^{-1} , cultivado com sorgo. Amostras de solo obtidas aos 60 dias após a semeadura foram analisadas com relação ao conteúdo em Ni nas frações da matéria orgânica, sendo a quase totalidade do metal encontrada na fração humina.

Em Latossolo Vermelho distrófico cultivado com milho por 6 anos consecutivos e recebendo aplicação anual de lodo de esgoto obtido na ETE-Barueri nas doses 0 t ha^{-1} , 5 t ha^{-1} , 10 t ha^{-1} e 20 t ha^{-1} , o Ni também se concentrou na fração humina e grande parte não foi extraída pelo ataque com HCl e HNO_3 concentrados e a quente (MELO et al., 2007), como se pode observar na Figura 1.

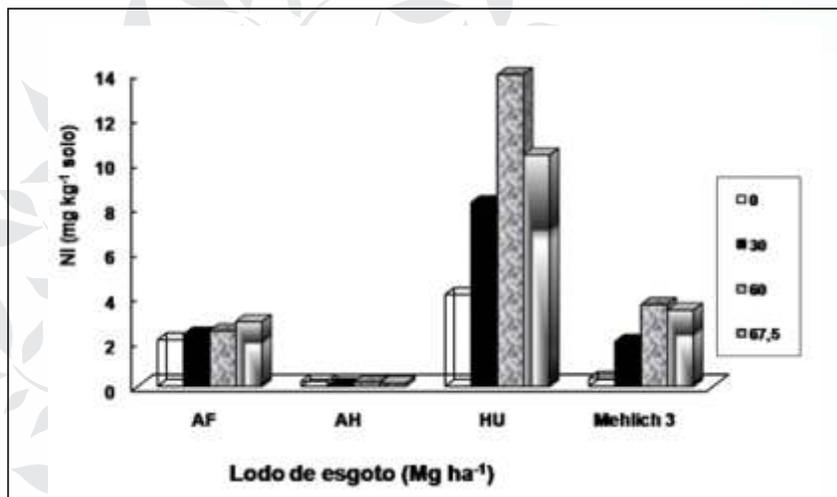


Figura 1. Níquel nas frações da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho distrófico tratado com doses crescentes de lodo de esgoto e cultivado com milho por 6 anos.

AF: ácidos fúlvicos; AH: ácidos húmicos; HU: humina; Mehlich 3: níquel extraído pelo extrator Mehlich 3.
Fonte: Melo et al. (2007).

4.2. Efeito sobre a composição e atividade da biota

Os elementos traços podem causar alterações nas propriedades bioquímicas e biológicas do solo, uma vez que, ao serem absorvidos pelos organismos, podem causar toxicidade e morte, alterando o efeito de sua participação nas propriedades do solo.

Para aproveitar biomoléculas de elevado peso molecular, como alguns carboidratos (amido, celulose), proteínas, lipídeos, que não podem ser absorvidos diretamente, os microrganismos do solo sintetizam enzimas hidrolíticas (amilases, proteases, lípases), que são excretadas para o ambiente do solo ou permanecem retidas na membrana celular, externamente. Tais enzimas catalisam as reações de hidrólise e os produtos da reação são absorvidos. No interior das células os produtos são utilizados como fonte de energia e de carbono para o metabolismo microbiano. Com a morte dos microrganismos, o conjunto de enzimas que atuava nas diferentes vias metabólicas é liberado para o solo, onde pode se complexar com a matéria orgânica e com os coloides minerais, permanecendo ativo por tempo variável.

A adição ao solo de fontes de C e de nutrientes causa aumento na sua biota, que segue uma sucessão metabólica dependente das fontes de C e de nutrientes disponíveis, afetando a atividade biológica e enzimática.

Contudo, a adição de substâncias tóxicas, como é o caso dos elementos traços, pode causar impacto negativo sobre a biota do solo, com diminuição da biomassa, sua ação e eficiência, com reflexos na atividade biológica e enzimática. Alguns elementos traços têm maior efeito sobre a biomassa microbiana do solo do que outros. A ordem na capacidade de interferência é $Cu > Zn > Ni > Cd$ (MELO et al., 2000).

Os elementos traços também podem inibir diretamente as exoenzimas presentes no solo, uma vez que têm a capacidade de reagir com as moléculas proteicas, causando sua desnaturação e a conseqüente perda da atividade. Por outro lado, a melhoria nas propriedades do solo pode levar a um aumento no número dos diferentes grupos funcionais. Avaliações na biota do solo constituem ferramentas de grande valor para avaliar respostas à aplicação de resíduos ao solo, do mesmo modo que a relação C-biomassa/C-orgânico total. Selbach et al. (1991) observaram aumento, ao longo do tempo, no número de bactérias, fungos e actinomicetos em

solos tratados com lodo de curtume, contendo crômio. Resultados semelhantes foram obtidos por Castilhos et al. (2000), em que a adição de até 60 t ha⁻¹ de lodo de curtume, contendo crômio, proporcionou aumento significativo no número de bactérias, fungos e actinomicetos, fato que os autores atribuíram ao aumento do pH do solo para próximo de 6 e à matéria orgânica contida no resíduo. Em experimento de longa duração sobre a aplicação de lodo de esgoto em área agrícola, Neves et al. (2010) detectaram a presença de antracnose (*Colletotrichum graminicola*), ferrugem-polissora (*Puccinia polysora*) e ferrugem-branca (*Physopella zae*) em plantas de milho, porém, as doses do lodo de esgoto não influenciaram a intensidade do ataque desses agentes fitopatogênicos.

4.3. Solubilidade e mobilidade no perfil

Como mencionado anteriormente, a mobilidade dos elementos traços no perfil do solo depende de uma série de fatores do solo e do clima. Entre os fatores do solo estão o conteúdo e a qualidade da matéria orgânica, o conteúdo e o tipo dos minerais de argila, o conteúdo de óxidos e hidróxidos de ferro, manganês e alumínio, a presença, a concentração e o tipo de ligantes orgânicos, o pH e o potencial de oxirredução.

Assim sendo, quando se adiciona lodo de esgoto a um solo agrícola, os elementos traços presentes em sua composição vão ser transformados de acordo com as condições edafoclimáticas, podendo assumir formas solúveis, passíveis de serem absorvidas pelas plantas, migrarem em profundidade no perfil do solo ou serem redistribuídos entre os seus diferentes compartimentos.

Com exceção do Mo e do Se, a solubilidade dos elementos traços diminui com o aumento do pH; e o aumento do pH do solo em uma unidade determina a diminuição de cem vezes na disponibilidade do Cu, mas aumenta em cem vezes a do Mo.

Muitas formas tóxicas dos elementos traços catiônicos (Ag⁺, Cu²⁺, Pb²⁺) apresentam baixa mobilidade no solo por formarem complexos de esfera interna (adsorção específica) com os minerais. Esse comportamento ficou bem evidenciado para a adsorção de Pb em latossolos brasileiros (PIERANGELI et al., 2001b). No caso do Cd, a adsorção foi predominantemente não específica (formação de complexos

de esfera externa), o que torna o Cd mais móvel em latossolos do que o Pb.

A presença de ligantes orgânicos previamente adsorvidos ou em solução pode aumentar ou diminuir a disponibilidade dos elementos traços, uma vez que competem com a adsorção desses elementos em óxidos de Fe e Al. Assim, uma elevada concentração de ligantes orgânicos na solução do solo diminui a adsorção pelo efeito de competição. Todavia, uma paridade molar ligante:metal favorece a adsorção, provavelmente pela formação de complexos ternários solo-ligante-metal (GUILHERME et al., 1995).

Oliveira (2002) estudou a movimentação de Cd, Pb e Zn presentes em um resíduo calcário rico nesses metais, causada pela água e por extratos hidrossolúveis de tecidos vegetais (braquiária e milho) em Latossolo Vermelho distroférico típico, e concluiu que, em condições normais, uma única aplicação do resíduo dificilmente acarretaria problemas ambientais, sendo o risco de contaminação do lençol freático nulo ou muito pequeno. Contudo, extratos hidrossolúveis testados foram incapazes de lixiviar quantidades apreciáveis dos metais, concluindo-se pela necessidade de estudos de longa duração e com aplicações sucessivas do resíduo.

4.3.1. Chumbo (Pb)

O Pb pode se apresentar nos estados de oxidação II e IV, mas na natureza ocorre principalmente com o nível de oxidação II.

É relativamente abundante na crosta terrestre, onde ocorre em concentração que varia entre 10 mg kg^{-1} e 20 mg kg^{-1} , situando-se os teores nos solos na faixa 10 mg kg^{-1} - 70 mg kg^{-1} .

Esse elemento traço vem sendo utilizado pelo homem há muito tempo. Os óxidos de Pb são utilizados na fabricação de vidros e cristais, vernizes e esmaltes e na vitrificação. Também foi muito utilizado em encanamentos e na confecção de utensílios domésticos.

As principais fontes naturais de Pb são as erupções vulcânicas, o intemperismo geoquímico e névoas aquáticas. Estima-se que a emissão natural de Pb seja da ordem de $19.000 \text{ t ano}^{-1}$ (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY, 1989). A incineração de resíduos de esgoto contribui com 240 t ano^{-1} - 300 t ano^{-1} da emissão do elemento (PAOLIELLO; CHASIN, 2001).

O teor de Pb no solo está fortemente ligado ao material de origem, tendendo a ser mais elevado naqueles originados de rochas máficas, mas é também muito influenciado pelas atividades antropogênicas. Normalmente, ocorre em concentrações abaixo de 30 mg kg^{-1} nas áreas rurais, mas pode chegar a $10.000 \text{ mg kg}^{-1}$ nas proximidades de fundições e rodovias de alto tráfego (BELLINGER; SCHWARTS, 1997).

Marques et al. (2002) avaliaram o teor de Pb em 45 solos brasileiros sob condições de cerrado, encontrando um valor médio $10 \pm 5 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto Campos et al. (2003), ao estudarem latossolos brasileiros, encontraram um valor médio de 22 mg kg^{-1} . De modo geral, para solos brasileiros, os diferentes autores têm encontrado valores na faixa 10 mg kg^{-1} - 20 mg kg^{-1} . A forma do Pb no solo pode variar em função do tipo de solo. Esse elemento associa-se principalmente a minerais de argila, óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn e à matéria orgânica. Em alguns casos, pode concentrar-se em partículas de CaCO_3 e de fosfatos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000).

A extração sequencial de Pb em solos brasileiros contaminados com resíduos de mineração evidenciou que mais de 90% do metal encontrava-se na fração residual, que apresenta baixa disponibilidade para as plantas, causando pouco ou nenhum risco ambiental (RIBEIRO FILHO et al., 1999).

Estudos têm demonstrado que o Pb apresenta baixa mobilidade no solo, acumulando-se na sua superfície (SHEPPARD; THIBAUT, 1992). Segundo

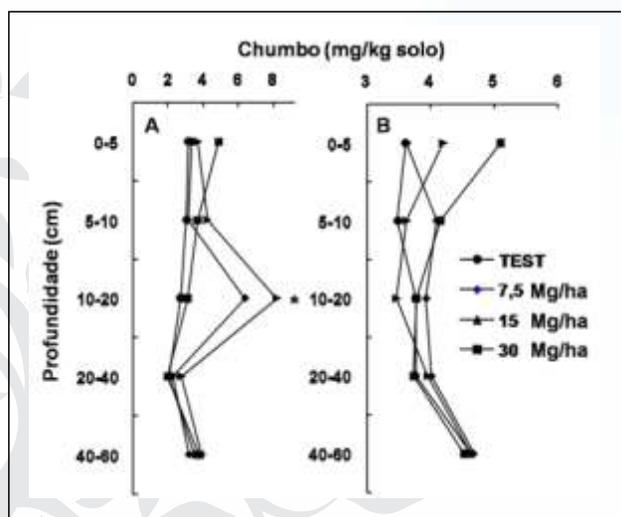


Figura 2. Chumbo total (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986) em perfis de Latossolo Vermelho eutrófico (A) e Latossolo Vermelho distrófico (B) tratados com doses de lodo de esgoto por 3 anos consecutivos e cultivados com milho.

Fonte: Melo (2002).

*Houve efeito significativo de dose pelo teste Tukey a 5%.

Malavolta (1994), o chumbo acumula-se nos primeiros 15 cm da superfície do solo e sua concentração decresce com a profundidade, embora, às vezes, possa descer pelo perfil até os 30 cm-45 cm de profundidade, dependendo do teor e qualidade da matéria orgânica, da acidez e da CTC.

Práticas de manejo e a calagem afetam sensivelmente a disponibilidade do Pb presente no solo. Em pH elevado, o Pb pode precipitar na forma de carbonato, fosfato e hidróxido. A calagem pode promover a formação de complexos de Pb com a matéria orgânica, havendo evidência da formação de quelatos de baixa solubilidade. A adubação fosfatada também diminui a disponibilidade de Pb pela formação de fosfatos altamente insolúveis, de tal forma que a aplicação de adubos fosfatados a solos contaminados por Pb tem sido uma das técnicas mais usadas para remediar eventuais problemas de toxicidade pelo metal (TRAINA; LAPERCHE, 1999).

A mobilidade do Pb no perfil solo e sua disponibilidade para as plantas são reguladas pelo pH e pela matéria orgânica. Em pH 5 e com teor de matéria orgânica maior do que 5%, o Pb é retido e permanece na camada até 5,0 cm. Em pH na faixa 4-6, os complexos orgânicos tornam-se solúveis e o Pb pode mover-se para as camadas inferiores do solo ou ser absorvido pelas plantas. Em pH entre 6 e 8 e elevado teor de matéria orgânica, o Pb forma complexos insolúveis com a matéria orgânica. Se o teor de matéria orgânica for baixo, ocorre a formação de óxidos hidratados de Pb ou de precipitados de carbonatos e fosfatos de Pb. Na maioria dos casos, a mobilidade vertical do Pb no perfil do solo é muito pequena, a não ser em condições especiais, como pH muito baixo ou concentração de Pb nas proximidades ou acima da CTC.

Estudo realizado com 16 solos brasileiros mostrou que eles têm uma grande capacidade de retenção de Pb e que mesmo naqueles com pH em torno de 4,5 ou menos o elemento pode se encontrar em forma não disponível para as plantas (PIERANGELI et al., 2001a).

Em Latossolo Vermelho eutroférico (LVef) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd), que receberam doses de lodo de esgoto (ETE- Barueri) de 2,5 t ha⁻¹; 5,0 t ha⁻¹ e 10,0 t ha⁻¹ (base seca) por 3 anos consecutivos e foram cultivados com milho, a dose de resíduo somente afetou a concentração do metal no LVef na

profundidade 10 cm-20 cm, ou seja, logo abaixo da camada de incorporação (0,10 m) e nas doses intermediárias (Figura 2).

Amostras de um Latossolo Vermelho Escuro (Maringá, PR), coletadas de 20 cm em 20 cm até a profundidade de 80 cm, foram colocadas em lisímetro (10 cm de diâmetro e 80 cm de altura) e tratadas (camada 0 cm -20 cm) com o equivalente a 6 t ha⁻¹ de lodo de esgoto (ETE-Sanepar) e contaminadas com 0, 2.500 mg kg⁻¹ e 5.000 mg kg⁻¹ de Pb (PbCl₂), mantendo-se o pH em 6,5 por meio de calagem (CaCO₃+MgCO₃ relação 3:1). Plantas de milho foram cultivadas por 75 dias, irrigadas semanalmente com o dobro da precipitação máxima ocorrida na região nos últimos 25 anos (151,5 mm) de modo a garantir percolação. Os resultados mostraram que o Pb não se moveu no perfil do solo (BARRIQUELO et al., 2003).

4.3.2. Cádmio (Cd)

O Cd é um elemento relativamente raro e não ocorre na natureza na forma pura, estando associado a sulfetos em minérios de Zn, Pb e Cu. A concentração na crosta terrestre é da ordem de 0,15 mg kg⁻¹.

O elemento é utilizado na fabricação de ligas metálicas com baixo ponto de fusão, baixo coeficiente de fricção e grande resistência à fadiga. Estima-se que 40%-60% do Cd produzido seja utilizado na indústria automobilística e 35% na produção de baterias Ni-Cd. O sulfeto de Cd é utilizado como estabilizador na indústria de plásticos polivinílicos (16%) e como pigmento amarelo na indústria de tintas e vidros. Compostos de Cd são usados como componentes fluorescentes em televisores e como amálgama em odontologia (25% de Cd e 75% de Hg). Na indústria de medicamentos e agroquímicos, o óxido e o antranilato de Cd são utilizados como anti-helmínticos em suinocultura e avicultura (0,03 mg kg⁻¹ a 1 mg kg⁻¹) e o CdCl₂ é usado como fungicida.

Pelo seu uso industrial e medicamentoso, há grande possibilidade do Cd aparecer nos esgotos domésticos.

O principal fator determinante da concentração de Cd em solo não submetido à ação antropogênica é a composição química da rocha de origem (Tabela 6), ficando normalmente abaixo de 1,0 mg kg⁻¹ e, de modo geral, na faixa de 0,06 mg kg⁻¹ - 1,1 mg kg⁻¹. Em latossolos brasileiros têm sido encontrados valores na

faixa de $0,66 \text{ mg kg}^{-1}$ - $10,00 \text{ mg kg}^{-1}$ (CAMPOS et al., 2003; KER, 1995).

No processo de intemperização, o Cd passa rapidamente para a solução do solo, onde pode ocorrer na forma de cátion Cd^{2+} , que é o estado de valência mais importante no ambiente. Em função das condições edafoclimáticas, o íon Cd^{2+} pode formar uma série de espécies iônicas e também complexos com a matéria orgânica.

Estudos de especiação têm mostrado que, na solução do solo, a espécie predominante é o Cd^{2+} . Dependendo do pH e da presença de outros íons, também pode ocorrer nas formas de $(\text{CdCl})^+$, $(\text{CdOH})^+$, $[\text{Cd}(\text{HCO}_3)]^+$, $(\text{CdCl}_3)^-$, $(\text{CdCl}_4)^{2-}$, $[\text{Cd}(\text{OH})_3]^-$, $[\text{Cd}(\text{OH})_4]^{2-}$.

O Cd é considerado um dos mais móveis dos elementos traços, mas os resultados de pesquisa para avaliar sua mobilidade no perfil do solo têm sido contraditórios, deixando claro que o comportamento depende das condições intrínsecas do solo. Alguns autores consideram que o Cd apresenta certa mobilidade (SHEPPARD; TIBAUT, 1992), especialmente em solos ácidos (AMARAL SOBRINHO et al., 1998), enquanto outros consideram o Cd como praticamente imóvel no perfil do solo (ADRIANO, 1986; MALAVOLTA, 1994; LI; SHUMAN, 1996).

Embora vários fatores afetem a solubilidade do Cd no solo, o pH e o potencial de redox são considerados os mais importantes. Sob condições de forte oxidação, o cádmio pode formar óxidos (CdO) e carbonatos (CdCO_3), que apresentam baixa solubilidade em água (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Em baixos valores de pH, o Cd encontra-se ligado a sítios de baixa afinidade, enquanto em pH mais elevado a ligação ocorre em sítios de alta afinidade por adsorção específica (FILIUS et al., 1998; GRAY et al., 1998). Dessa forma, em condições de baixo pH, o Cd tende a ser mais móvel no solo, ocorrendo a maior mobilidade na faixa 5-7.

O pH elevado provoca aumento das cargas negativas da fração coloidal, aumentando a afinidade para com o Cd. Assim, em solos com cargas variáveis e teores elevados de matéria orgânica e de óxidos de ferro, a concentração de Cd na solução do solo pode ser diminuída pela calagem.

Em solo com pH próximo à neutralidade, o Cd forma hidroxidação (CdOH^+), que é adsorvido na superfície dos óxidos de Fe e Al (MCBRIDE, 1978). Com o avanço da reação, pode ocorrer coprecipitação com óxidos de Fe e Mn. Nessas condições, a adsorção do Cd diminui, provavelmente devido a uma competição

com os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} .

O Cd é pouco móvel no solo (MALAVOLTA, 1994), mas em solos ácidos, em regiões onde o índice pluviométrico é elevado, a probabilidade de ocorrer a movimentação vertical do Cd no perfil do solo é maior, uma vez que, em tais condições, há menor ocorrência dos fenômenos de adsorção e coprecipitação (AMARAL SOBRINHO et al., 1998, DIAS et al., 2001).

Várias técnicas de manejo de solos agrícolas com elevados teores de Cd vêm sendo desenvolvidas para diminuir sua disponibilidade às plantas e o risco de poluição das águas subterrâneas, técnicas baseadas no aumento do pH e da CTC do solo. Embora se espere que a calagem diminua a absorção de Cd devido a um aumento do pH do solo, essa prática não é efetiva para todos os solos e espécies de plantas. Há relatos de que a melhor e mais confiável técnica para reduzir a disponibilidade de Cd é a adição de uma camada de 30 cm de solo não contaminado sobre o solo contaminado; porém a viabilidade dessa técnica depende da extensão da área contaminada e da disponibilidade de solo não contaminado nas proximidades.

Metais como Ca, Co, Cr, Cu, Ni e Pb podem competir com o Cd pelos sítios de adsorção. O aumento da concentração de Ca de 0,001 mol/L para 0,01 mol/L reduziu a adsorção de Cd em 67% em solo franco-arenoso, o que foi atribuído ao efeito competitivo do Ca pelos sítios de adsorção dos óxidos-hidróxidos (lei de ação de massa).

O Cd forma compostos solúveis com o Cl^- , diminuindo sua adsorção com o conseqüente aumento na mobilidade pelo perfil do solo, e insolúveis com fosfatos e carbonatos, de tal forma que em concentrações elevadas de Cd pode haver formação de precipitados de fosfatos e carbonatos.

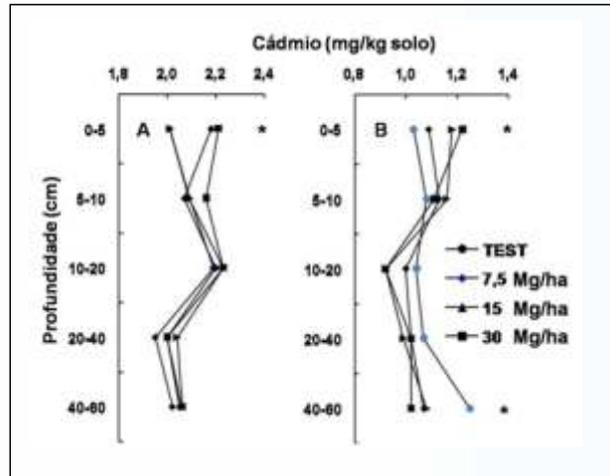


Figura 3. Cádmio total (método, 1986) em perfis de Latossolo Vermelho eutroférico (A) e Latossolo Vermelho distrófico (B) tratados com lodo de esgoto por 3 anos consecutivos e cultivados com milho.

Fonte: Melo (2002).

*Efeito significativo de dose pelo teste Tukey a 5%.

A movimentação vertical do Cd não foi observada em colunas de Latossolo Vermelho distrófico e Nitossolo, submetidos à calagem para elevar o pH a 6,0 e tratados com lodo de esgoto na dose 6 t ha^{-1} (base seca) contaminado artificialmente com Cd ($0, 2500, 5000 \text{ mg kg}^{-1}$) ou Cd+Pb ($2500 \text{ Cd}+2500 \text{ Pb}$ e $5000 \text{ Cd}+5000 \text{ Pb}$ em mg kg^{-1}) pela adição de CdCl_2 e PbCl_2 e incorporado na camada 0 m-0,20 m (JULIATTI et al., 2002).

A presença de Cd também não foi encontrada no lixiviado em amostras obtidas após 1, 5 e 12 semanas de incubação em estudo com lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distrófico (argila = 32% e V% = 70) e Nitossolo (argila = 52% e V% = 70), contidos em colunas e irrigados 1 vez por semana com o equivalente ao dobro da máxima precipitação (304 mm ou 1,52 L por vaso) na região (Maringá, PR) nos últimos 21 anos (PRADO; JULIATTI, 2003).

A estimativa de meia-vida do Cd no solo varia de 15 a 1.100 anos, de tal modo que há necessidade de um monitoramento por longo período.

Em condições de campo, em dois latossolos que receberam lodo de esgoto (ETE-Barueri, SP) nas doses de $2,5 \text{ t ha}^{-1}$; $5,0 \text{ t ha}^{-1}$ e $10,0 \text{ t ha}^{-1}$ (base seca) por 3 anos consecutivos e foram cultivados com milho, foi observado efeito de dose sobre a concentração de Cd na camada 0 cm-5 cm dos dois solos e na camada 20 cm-40 cm no Latossolo Vermelho distrófico. Na camada superior, a maior concentração de Cd foi observada no tratamento que recebeu a maior dose de resíduo, mas na camada 20 cm-40 cm, a maior concentração ocorreu no tratamento testemunha (Figura 3). Não foi detectada movimentação vertical do elemento no perfil do solo.

4.3.3. Zinco (Zn)

A maioria das rochas da crosta terrestre contém Zn em concentrações variáveis (Tabela 6). Em função da origem, os solos naturalmente possuem concentrações muito variáveis de Zn, desde traços a 900 mg kg^{-1} , com teor médio entre 50 mg kg^{-1} e 100 mg kg^{-1} (AUBERT; PINTA, 1977). As principais fontes antropogênicas de Zn para o solo são as atividades de mineração, o uso agrícola de lodo de esgoto, de resíduos e subprodutos de processos industriais, e de agroquímicos como os fertilizantes.

O Zn não apresenta estado de oxidação variável, mostrando-se sempre com o

número de oxidação II e possuindo grande afinidade para ligantes contendo enxofre.

As interações do Zn no solo dependem de propriedades como concentração e espécies do elemento e de outros íons na solução do solo, quantidade dos sítios de adsorção associados à fase sólida do solo, concentração dos ligantes capazes de formar complexos orgânicos com o metal, pH e potencial redox.

Parece haver dois mecanismos para adsorção do Zn no solo, um em condições ácidas e outro em condições alcalinas. Em meio ácido, a adsorção está associada a sítios de troca catiônica e, em meio alcalino, à quimiossorção, fortemente afetada pelos ligantes orgânicos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000).

Os ácidos fúlvicos apresentam seletividade com o Zn. Em solos altamente lixiviados, os ácidos húmicos podem complexar o Zn e moverem-se para cima e para baixo no perfil do solo, dependendo do regime hídrico. Compostos orgânicos não húmicos, como os aminoácidos, são agentes efetivos na complexação ou quelação do Zn, o que também aumenta sua mobilidade no perfil do solo.

Devido à natureza coloidal, os humatos de Zn podem ser considerados um reservatório orgânico para armazenamento do metal (OLIVEIRA, 2002).

A remediação de solos contaminados é comumente baseada no controle da disponibilidade pela calagem e de matéria orgânica. A elevação de uma unidade no pH diminui em cem vezes a solubilidade do Zn^{2+} .

A concentração de Zn em Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico que receberam aplicações de lodo de esgoto por 3 anos

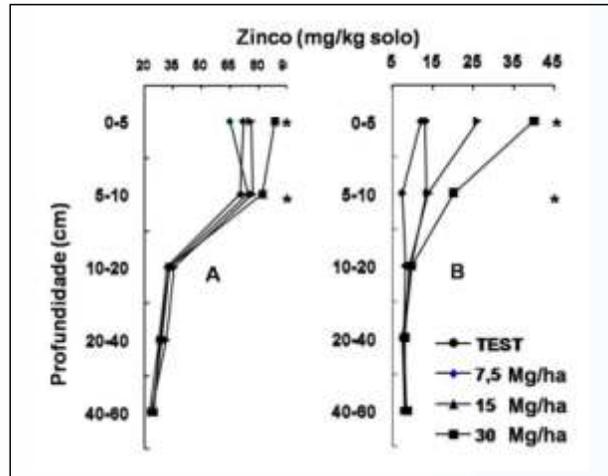


Figura 4. Zinco total (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986) em perfis de Latossolo Vermelho eutroférico e Latossolo Vermelho distrófico tratados com lodo de esgoto (ETE-Barueri) por 3 anos consecutivos e cultivados com milho.

Fonte: Melo (2002).

*Efeito significativo de dose pelo teste de Tukey a 5%.

consecutivos nas doses 0 t ha^{-1} , $2,5 \text{ t ha}^{-1}$, $5,0 \text{ t ha}^{-1}$ e 10 t ha^{-1} (ETE-BARUERI), base seca, e foram cultivados com milho em condições de campo, somente aumentou na maior dose do resíduo e nas camadas 0 cm-5 cm e 5 cm-10 cm, locais onde o resíduo foi incorporado (Figura 4). Não se detectou movimentação vertical do metal no perfil do solo (MELO, 2002):

4.3.4. Arsênio (As)

O arsênio é um metaloide sólido, cristalino, acinzentado, usado na fabricação de ligas metálicas, pigmentos, vidros e pesticidas. Curiosamente, o arsênio pode fazer parte de ração animal, já que sua presença, em pequenas concentrações, favorece o processo de crescimento. É encontrado no solo, em águas subterrâneas e superficiais, na atmosfera (originário da queima de combustíveis fósseis) e nos alimentos, principalmente ostras e crustáceos.

A concentração do arsênio na crosta terrestre é de cerca de 5 mg kg^{-1} , encontrando-se vastamente disperso na natureza. Frequentemente, encontram-se amostras de arsênio com grau de pureza de 90% a 98%. As impurezas normalmente associadas a essas amostras são o antimônio, o bismuto, o ferro, o níquel e o enxofre.

Em geral, o arsênio é encontrado na natureza na forma de sulfuretos, arsenietos, sulfoarsenetos e arsenitos e, ocasionalmente, de óxidos e oxicloretos. Os minerais de arsênio mais comuns são arsenopirita (FeAsS), loelingita (FeAs_2), enargita ($\text{CuS.As}_2\text{S}_3$), auripigmento (ouro-pimenta – As_2S_3) e realgar (sulfureto de arsênio – AsS).

Devido às propriedades de semimetal, o arsênio é utilizado em metalurgia como metal aditivo. A adição de 2% de arsênio ao chumbo permite melhorar sua esfericidade, enquanto 3% em uma liga à base de chumbo melhoram as propriedades mecânicas e otimizam o comportamento em elevadas temperaturas. Também pode ser adicionado em pequenas quantidades às grelhas de chumbo das baterias para aumentar a rigidez.

As principais fontes antrópicas de As são provenientes da combustão de carvão, resíduos combustíveis, agroquímicos (agentes desfolhantes utilizados em lavouras de algodão, fungicidas, herbicidas, inseticidas), aditivos em alimentos para aves, bovinos e suínos (DAKUZAKU et al., 2001). Uma importante fonte antrópica de As é a atividade de exploração de minérios sulfetados, que produzem resíduos

sólidos ricos nesse metal. Esses resíduos são depositados na forma de pilhas de rejeitos, sendo a dissolução de minerais de As como a arsenopirita, dispostos nessas pilhas, uma fonte permanente de poluição. Outra fonte provável de contaminação está relacionada aos precipitados de arseniados metálicos utilizados como forma de disposição do As solubilizado em processos metalúrgicos (LADEIRA et al., 2002).

O arsênio está presente em solos agrícolas numa faixa de concentração que varia de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ a 40 mg kg^{-1} , sendo 6 mg kg^{-1} o valor mais comum (MARQUES et al., 2002). Curi e Franzmeyer (1987) encontraram teores de arsênio variando de 6 mg kg^{-1} a 10 mg kg^{-1} em Latossolo Vermelho e de 36 mg kg^{-1} em Latossolo ferrífero. Em Latossolo Vermelho distrófico que recebeu doses anuais de lodo de esgoto (5 t ha^{-1} , 10 t ha^{-1} e 20 t ha^{-1} , base seca) por 10 anos consecutivos, Lazo (2010) detectou concentrações de As total (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986) variando de $0,14 \text{ mg kg}^{-1}$ a $0,24 \text{ mg kg}^{-1}$ e diminuindo com a dose do resíduo.

Segundo Giacomini (2005), o comportamento do arsênio no solo é muito similar ao do fósforo (P), mas, ao contrário deste, o arsênio pode mudar o seu estado de oxidação de acordo com as condições de pH e potencial redox do solo e sofrer transformações biológicas que podem resultar na sua volatilização.

Concentrações de arsênio em perfis de solos com terra preta arqueológica e solos de área adjacente do Sítio Ilha de Terra, Caxiuanã, Estado do Pará, região Amazônica, apresentaram teores do Fe e As aumentando com a profundidade, enquanto as concentrações de matéria orgânica decresceram, resultados que indicam interações entre Fe e As e sugerem que a matéria orgânica promove a dissolução da goethita e lixiviação do Fe e As (LEMOS et al., 2009).

O potencial redox do solo influencia a especiação e a solubilidade do arsênio no solo. Em condições oxidantes, em ambientes aeróbicos, o arseniato é a espécie estável, sendo fortemente adsorvida pelas argilas, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn e pela matéria orgânica do solo; em condições redutoras, o arsenito é a forma predominante (SADIQ et al., 1983).

O As nos solos ainda é pouco estudado no Brasil, havendo um número limitado de trabalhos científicos a seu respeito.

4.3.5. Níquel (Ni)

A maioria das rochas da crosta terrestre contém Ni na sua composição (Tabela 6), variando a concentração no solo em função da rocha de origem e da intensidade da intervenção antrópica. Segundo Adriano (1986), a concentração de Ni no solo encontra-se na faixa 20 mg kg^{-1} - 40 mg kg^{-1} , porém em solos oriundos de serpentina, os valores podem variar de 100 mg kg^{-1} a 7.000 mg kg^{-1} , uma vez que esse mineral é derivado da olivina ($\text{Mg,Fe}(\text{SiO}_4)$), na qual ocorre a concentração de Ni durante a cristalização de um magma basáltico, atingindo concentrações de 300 mg kg^{-1} - 600 mg kg^{-1} (SATO, 1977).

No Estado de São Paulo, Rovers et al. (1983) encontraram concentrações de Ni-total de 127 mg kg^{-1} (Nitossolos originados de rochas básicas) e 10 mg kg^{-1} ou menos (Argissolos, originados do arenito de Bauru, Latossolo Vermelho-amarelo e Neossolo), sendo 40 mg kg^{-1} o valor médio.

Fontes antropogênicas de Ni têm origem nos emissores em operações de processamento de metais e na queima de carvão e óleo. Fertilizantes fosfatados também podem ser importantes fontes de Ni.

Informações sobre as espécies iônicas de Ni na solução do solo são muito limitadas, mas as espécies Ni^{2+} , NiOH^+ , HNiO_2^- e $\text{Ni}(\text{OH})_3^-$ são possíveis de ocorrer, quando esse elemento não está completamente quelado.

De acordo com Silva et al. (2003), a disponibilidade de Ni é inversamente proporcional ao pH e à matéria orgânica, que pode fixar ou mobilizar o Ni de acordo com sua natureza. A adição de matéria orgânica ao solo aumenta a capacidade de

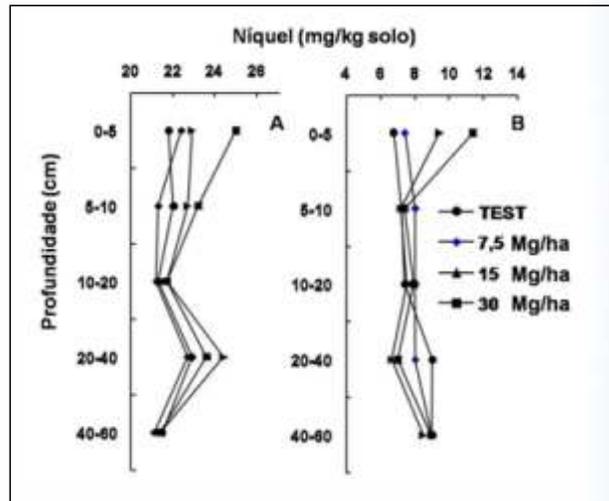


Figura 5. Níquel total (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986) em perfis de Latossolo Vermelho eutroférico (A) e Latossolo Vermelho distrófico (B) tratado com doses crescentes de LE, por 3 anos consecutivos, e cultivado com milho.

Fonte: Melo (2002).

troca catiônica e torna o Ni menos disponível. Embora a matéria orgânica seja capaz de mobilizar o Ni de carbonatos e óxidos e diminuir a adsorção em argilas, a ligação do metal com ligantes orgânicos parece não ser muito forte (MELO, 2002).

A adsorção do Ni em óxidos de Fe e Mn é dependente do pH, provavelmente porque a forma NiOH^+ é preferencialmente adsorvida e também porque a carga de superfície dos adsorventes é afetada pelo pH (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Ligantes complexantes tais como SO_4^{2-} e ácidos orgânicos reduzem a adsorção de Ni, de tal forma que o metal tende a ser muito móvel em solos com alta capacidade de complexação, ou seja, ricos em matéria orgânica. Em experimento conduzido em dois Latossolos Vermelho-escuros, um de textura argilosa e outro de textura média, Camargo et al. (1989) observaram que a adsorção de Ni correlacionou-se com o pH e com o conteúdo em carbono orgânico.

Em solos não poluídos e em solos derivados de minerais silicatados serpentina não há variação na distribuição do Ni no perfil. Entretanto, em Argissolos, o teor do metal tende a aumentar com a profundidade. Em solos muito ácidos, localizados nas proximidades de fundições, o Ni pode lixiviar pelo perfil, como consequência das emissões ácidas (MALAVOLTA, 1994), uma vez que, de modo geral, a solubilidade do níquel no solo é inversamente relacionada ao pH e os hidróxidos de níquel existentes em $\text{pH} > 6,7$ são predominantemente insolúveis (VENEZUELA, 2001).

Em lodo de esgoto, onde se encontra principalmente na forma orgânica quelatada, o Ni é prontamente disponível para plantas e, portanto, pode ser altamente fitotóxico. Tratamentos do solo, tais como adição de cal, fosfato ou matéria orgânica, são utilizados para diminuir a disponibilidade desse metal às plantas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Contudo, segundo Silva (1995), a absorção do Ni pelas plantas é relativamente fácil, quando fornecido na forma iônica, diminuindo, quando o mesmo se apresenta na forma de quelato.

Os resultados obtidos sobre a movimentação do Ni no perfil do solo têm sido conflitantes, mas é provável que os dados discrepantes obtidos estejam relacionados às propriedades dos solos estudados.

O Ni é relativamente móvel no perfil do solo (SHEPPARD; THIBAUT, 1992) e, em solos muito ácidos, devido às emissões nas proximidades de fundições, pode

ocorrer a lixiviação, vindo a contaminar águas subterrâneas em solos poluídos com o elemento traço (MALAVOLTA, 1994).

Em estudo de 6 anos sobre aplicação de lodo de esgoto em solo, Chang et al. (1984) constataram que 90% do metal contido no resíduo permaneceram nos primeiros 15 cm de profundidade.

Avaliando o efeito de aplicações sucessivas de composto de lixo urbano sobre a movimentação do Ni em profundidade em um Latossolo Amarelo distrófico, Oliveira et al. (2002) não observaram evidência de movimentação.

Em condições de campo, um Latossolo vermelho eutroférico e um Latossolo Vermelho distrófico receberam doses de lodo de esgoto (ETE-Barueri, SP) de 2,5 t ha⁻¹, 5,0 t ha⁻¹ e 10,0 t ha⁻¹ (base seca) por 3 anos consecutivos e foram cultivados com milho, entretanto não houve evidência do efeito dos tratamentos na concentração de níquel em qualquer das profundidades (Figura 5).

4.3.6. Crômio (Cr)

O crômio é encontrado em todas as rochas da crosta terrestre (Tabela 6), estando presente no solo, na água e nos materiais biológicos. Os conteúdos total e solúvel de Cr no solo refletem a natureza do material de origem e a contribuição antrópica.

O Cr ocorre em estados de oxidação muito variáveis (de +2 a +6) e os resultados têm mostrado que a forma predominante do metal no solo é o Cr³⁺, que se encontra participando da estrutura de um mineral ou na forma de óxidos.

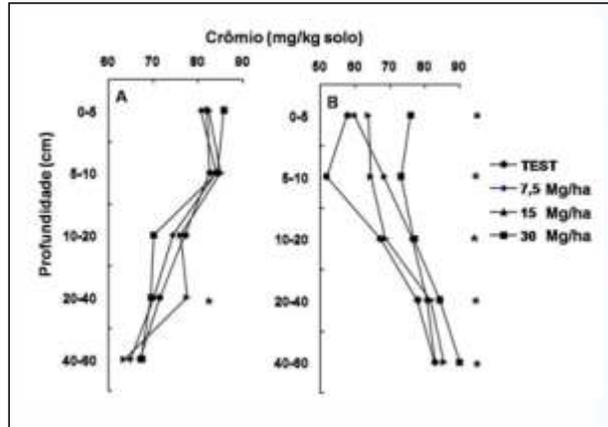


Figura 6. Crômio total (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986) em Latossolo Vermelho eutroférico (A) e Latossolo Vermelho distroférico (B) tratados com lodo de esgoto por 3 anos consecutivos e cultivados com milho.

Fonte: Melo (2002).

*Efeito significativo de dose pelo teste Tukey a 5%.

O óxido de cromo é tão estável que tem sido usado em metodologia para avaliação da digestibilidade de alimentos em animais, uma vez que passa intacto pelo trato digestivo e o efeito diluição nas fezes permite estimar o grau de digestibilidade do alimento com o qual foi misturado na dieta (GACEK et al., 1976).

O Cr^{+3} é pouco móvel no solo. Em pH 5,5, encontra-se quase totalmente precipitado, sendo seus compostos considerados muito estáveis. Por outro lado, o Cr^{6+} é muito instável em solos e facilmente mobilizado em meio ácido ou alcalino. Enquanto a adsorção do Cr^{6+} diminui com o aumento do pH, a adsorção do Cr^{3+} aumenta.

Além do pH, o comportamento do Cr no solo é governado pelos teores de matéria orgânica e de fosfatos de Fe, Mn e Al (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). O efeito dominante da matéria orgânica é estimular a redução do Cr^{6+} para Cr^{3+} . Assim, substâncias orgânicas adicionadas ao solo, como o lodo de esgoto, causam aumento significativo de duas espécies de Cr, o associado a hidróxidos e o ligado à matéria orgânica.

O Cr^{6+} , prontamente solúvel, é tóxico para plantas e animais, inclusive ao homem. Portanto, a variabilidade no estado oxidativo do Cr em solos é de grande importância ambiental. Já foi relatado, também, o efeito prejudicial dos compostos de Cr^{6+} sobre as propriedades bioquímicas de solos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992). Assim, a pronta conversão de Cr^{6+} para Cr^{3+} sob condições normais do solo tem grande importância, pois é responsável pela baixa disponibilidade do elemento às plantas.

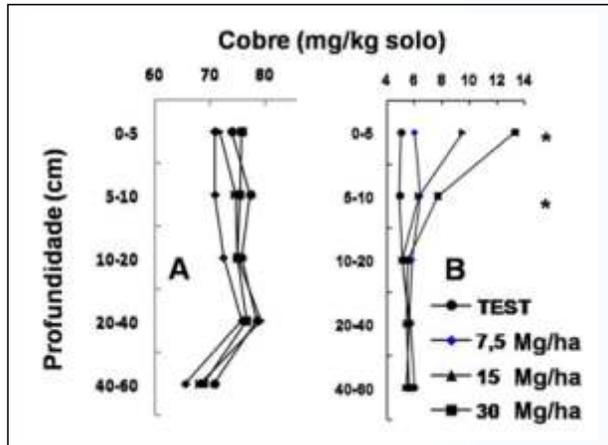


Figura 7. Cobre total (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1986) em Latossolo Vermelho eutroférrico (A) e Latossolo Vermelho distrófico (B) tratados com lodo de esgoto (ETE-Barueri) por 3 anos consecutivos e cultivados com milho.

Fonte: Melo (2002).

*Efeito significativo de dose pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

A calagem, a aplicação de fósforo e de matéria orgânica são conhecidas por serem efetivas na redução da toxicidade do Cr em solos contaminados. Se a contaminação do solo é pelo Cr^{+6} , a acidificação e posterior introdução de agentes redutores podem ser utilizadas para acelerar o processo de redução do Cr^{6+} . Após a redução, é aconselhável a prática da calagem para precipitar os compostos de Cr^{3+} .

Os estudos têm demonstrado que Cr apresenta baixa mobilidade no solo, acumulando-se na sua superfície (SHEPPARD; THIBAUT, 1992).

Em estudo realizado por Melo (2002) para avaliar o efeito de doses de lodo de esgoto (0 t ha^{-1} , $2,5 \text{ t ha}^{-1}$, 5 t ha^{-1} e 10 t ha^{-1}), aplicado por 3 anos consecutivos, sobre a concentração de Cr no perfil de dois latossolos, detectou-se, em Latossolo Vermelho distrófico (Figura 6B), efeito de tratamentos em todas as profundidades, enquanto em Latossolo Vermelho eutroférico (Figura 6A), apenas na profundidade 20 cm-40 cm se observou diferença entre os tratamentos, com a dose $5,0 \text{ t ha}^{-1}$ apresentando as concentrações mais elevadas. No LVef, argiloso, a concentração de Cr tendeu a diminuir com a profundidade, evidenciando pouca mobilidade no perfil, uma vez que o lodo de esgoto foi incorporado na camada 0 cm-10 cm, ao passo que, no LVd, de textura média, houve maior mobilidade vertical em profundidade.

4.3.7. Cobre (Cu)

O cobre ocorre em todas as rochas da crosta terrestre (Tabela 6), sendo encontrado em todos os tipos de solos.

O cobre possui grande habilidade em interagir quimicamente com componentes minerais e orgânicos do solo, podendo formar precipitados com alguns ânions, como sulfatos, carbonatos e hidróxidos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1992).

É considerado o mais imóvel dos elementos traços, sendo fortemente fixado pela matéria orgânica, por óxidos de Fe, Al e Mn e pelos minerais de argila (ADRIANO, 1986). Assim, sua distribuição característica no perfil do solo é o acúmulo no horizonte superficial, seguindo o modelo de distribuição da matéria orgânica. Dessa forma, embora seja um elemento solúvel, portanto, potencialmente móvel e disponível para as plantas, apresenta baixo risco de poluição das águas subterrâneas e da entrada na cadeia alimentar, em função da sua imobilização na matéria orgânica e óxidos de ferro, alumínio e manganês.

A contaminação do solo por cobre é resultante da utilização de agroquímicos que contêm esse elemento, como fertilizantes e agrotóxicos (caso da calda bordalesa e de outros fungicidas à base de cobre), resíduos municipais ou industriais e emissões industriais.

Em condições de campo, em dois latossolos que receberam doses anuais de lodo de esgoto (ETE- Barueri, SP) de 2,5 t ha⁻¹, 5,0 t ha⁻¹ e 10,0 t ha⁻¹ (base seca) por 3 anos consecutivos e foram cultivados com milho, o Cu apresentou-se imóvel, como se pode observar pela Figura 7 (MELO, 2002). Apenas nas camadas 0 cm-5 cm e 5 cm-10 cm do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) houve efeito de doses do resíduo, o que se justifica pelo fato de ter sido incorporado na camada 0 cm-10 cm. No LVef, a concentração de cobre manteve-se relativamente constante até a profundidade 0 cm-40 cm, sofrendo acentuado decréscimo na camada 40 cm-60 cm, enquanto no LVd ocorreu queda acentuada na concentração a partir dos 10 cm de profundidade.

4.3.8. Selênio (Se)

O selênio é um elemento traço que se encontra com frequência na crosta terrestre, onde aparece em diversos níveis de oxidação: selenato (SeO₄)²⁻, selenito (SeO₃)²⁻, selênio elementar (Se⁰) e seleneto (Se²⁻). A forma elementar é rara. Apresenta-se em maior quantidade em rochas ígneas, em depósitos hidrotermais, comumente associado a Hg, Au, Ag e Sb, e em rochas fosfatadas, sendo baixos os teores em rochas sedimentares. Combina-se tanto com metais como com não metais para formar compostos orgânicos e inorgânicos.

O selênio e seus compostos são utilizados em processos de reprodução xerográfica, na indústria de vidros (selenieto de cádmio, para produzir cor vermelho-rubi), como desgaseificante na indústria metalúrgica, agente de vulcanização, oxidante em certas reações e como catalisador em indústrias farmacêuticas. Na agricultura, o Se tem sido utilizado para o controle de alguns insetos. É usado em várias aplicações elétricas e eletrônicas como em células solares e retificadores. É empregado para intensificar e incrementar as faixas de tonalidades das fotografias em branco e preto e a durabilidade das imagens, assim como em xerografia. Além disso, é adicionado aos aços inoxidáveis e utilizado como catalisador em reações de desidrogenação.

O seleniato de sódio é usado como inseticida, em medicina para o controle de enfermidades de animais e na fabricação de vidros para eliminar a coloração verde causada pelas impurezas de ferro.

O selenito de sódio é empregado na indústria do vidro e como aditivo para solos pobres em selênio. O selenito de amônio é usado na fabricação de vidros e esmaltes vermelhos.

Os sulfetos são utilizados em medicina veterinária e xampu anticaspas.

O dióxido de selênio é um catalisador para oxidação, hidrogenação e desidrogenação de compostos orgânicos.

A adição de selênio melhora a resistência ao desgaste da borracha vulcanizada.

Células fotoelétricas de selênio são utilizadas em fotômetros. Como produzem uma pequena quantidade de corrente elétrica ao receberem luz, dispensam o uso de pilhas ou baterias, ao contrário de fotômetros equipados com células fotoelétricas de silício ou sulfeto de cádmio (CdS).

No solo, é oriundo da intemperização da rocha de origem, de atividade vulcânica, da incorporação de resíduos (lodo de esgoto, composto de lixo urbano), queima de combustíveis fósseis, alguns fertilizantes fosfatados e água contaminada. Em estudos com solos de diferentes regiões, o Se tem sido encontrado em uma faixa de concentração de $0,005 \text{ mg kg}^{-1}$ a 1.200 mg kg^{-1} (CASTEEL; BLODGETT, 2004). Solos com altas concentrações de Se geralmente são alcalinos e possuem carbonato de cálcio livre.

Em solos ácidos ou com pH próximo à neutralidade, o Se encontra-se predominantemente na forma de selenito, que pode estar ligado ao Fe ou formando complexos com a matéria orgânica. Em solos alcalinos e bem arejados, a forma predominante é o selenato, a mais absorvida pelas plantas (MALAVOLTA, 1980).

O enxofre e o selênio são antagônicos em relação à absorção pelas plantas, de tal modo que, em solos com aplicação continuada de fertilizantes fosfatados, pode haver deficiência de Se nas plantas. Em alguns países, a deficiência de Se em pastagens tem sido resolvida pela aplicação de fertilizantes previamente adicionados do elemento.

Em estudo com 8 solos do Estado de São Paulo (2 latossolos, 2 argissolos, 1 cambissolo, 1 nitossolo, 1 gleissolo e 1 neossolo), Faria (2009) encontrou teor de Se variando de $10,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Argissolo Amarelo distrófico abrupto) a $79,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ (Neossolo Quartzarênico distrófico), valores baixos de acordo com a classificação de Millar (1983), que considera como adequado para a nutrição das plantas um valor de $500 \mu\text{g kg}^{-1}$. Os valores obtidos estão abaixo dos limites de referência ($0,25 \text{ mg kg}^{-1}$) e de alerta ($5,0 \text{ mg kg}^{-1}$) adotados pela Cetesb para solos do Estado de São Paulo (CETESB, 2001).

Um atributo importante do solo, relativo à capacidade de liberação de Se para absorção pelas plantas e para sua mobilidade vertical em profundidade no perfil do solo, é a capacidade de adsorção. Em estudo com amostras de 10 latossolos do Estado de São Paulo, Mouta et al. (2008) encontraram valores de adsorção máxima, estimados pelo modelo de Langmuir, variando de 185 mg kg^{-1} (Latossolo Vermelho-amarelo) a 2.245 mg kg^{-1} (Latossolo Amarelo).

Todavia, há ainda poucas informações sobre o comportamento do Se em solos brasileiros, principalmente para os da região Amazônica.

4.3.9. Bário (Ba)

O bário é um elemento químico tóxico, de aspecto prateado, com alto ponto de fusão, que pode ser obtido de minerais como a barita, na forma de sulfato de bário, e a viterita, como carbonato de bário. Não se apresenta na forma livre na natureza devido a sua elevada reatividade. Encontra-se no estado sólido à temperatura ambiente, com concentração na crosta terrestre geralmente entre 300 mg kg^{-1} e 500 mg kg^{-1} .

Pode estar presente em pequenas quantidades em rochas ígneas (feldspatos, micas) e como componente natural de combustíveis fósseis. É emitido para a atmosfera principalmente pelos processos industriais envolvidos na mineração, refino e produção de bário e de produtos químicos à base de bário e como resultado da combustão do carvão e do petróleo.

Os compostos de bário são usados na produção de tintas e vidros, em fogos

de artifício, velas de ignição, tubos de vácuo, lâmpadas fluorescentes e em exames clínicos. O sulfato de bário tem uma aplicação como contraste em diagnósticos por raios X (radiografias de estômago e intestino), procedimento que não apresenta perigo à saúde, uma vez que esse sal é insolúvel, ou seja, não é absorvido pelo organismo. O sulfato de bário também é usado como pigmento branco em pinturas. A barita é utilizada extensivamente em fluidos para a perfuração de poços de petróleo e na produção da borracha. O carbonato de bário é empregado como veneno para ratos e também pode ser usado para a fabricação de vidros e tijolos. O nitrato e o cloreto de bário produzem chamas verdes em fogos de artifício.

A legislação brasileira, regulamentando a aplicação de lodo de esgoto na agricultura (BRASIL, 2006), incluiu o Ba como um dos elementos traços a serem considerados para esse uso, estabelecendo que o resíduo não pode conter mais que 1.300 mg kg^{-1} (base seca) para esse tipo de disposição, e que a dose acumulada máxima por adições sucessivas não deve ultrapassar 265 kg ha^{-1} . Para consumo humano, a legislação brasileira (BRASIL, 2005) admite um valor máximo de 1 mg L^{-1} (água doce classe 3). Para solo, a Cetesb, órgão ambiental do Estado de São Paulo, considera 75 mg kg^{-1} como valor de referência, 150 mg kg^{-1} como valor de alerta e 300 mg kg^{-1} como valor de intervenção para solos agrícolas (CETESB, 2001).

A mobilidade do Ba no solo é baixa devido à formação de sais insolúveis em água e da incapacidade de formar complexos solúveis com os ácidos húmicos e fúlvicos. Contudo, sob condições ácidas, alguns dos compostos insolúveis de bário podem se tornar solúveis e se mover para as camadas mais profundas do solo e mesmo atingir águas subterrâneas.

Em experimento de 9 anos, com aplicações anuais de lodo de esgoto nas doses 5 t ha^{-1} , 10 t ha^{-1} e 29 t ha^{-1} (base seca) em dois latossolos (um arenoso e outro argiloso), Nogueira et al. (2010) observaram que o resíduo causou aumento no teor de bário no solo e nas diferentes partes da planta de milho, mas o teor no grão manteve-se abaixo do nível considerado tóxico para consumo humano.

5. Expectativa de impacto do uso de resíduos

Informações básicas sobre propriedades do solo são fundamentais para o entendimento ou uma inferência sobre o possível comportamento dos elementos traços no solo, como teor e qualidade dos minerais de argila, teor e qualidade da matéria orgânica, mineralogia dos argilo-minerais e minerais acessórios, como óxidos de ferro, manganês e alumínio.

O impacto da adição de resíduos em áreas agrícolas depende da qualidade do resíduo, das condições edafoclimáticas da região, da forma como o resíduo é armazenado e aplicado no solo, bem como da localização da área que o recebe.

A composição química do lodo de esgoto varia em função do local de origem do esgoto, ou seja, se de uma área tipicamente residencial, industrial ou mista, da época do ano e do nível socioeconômico da comunidade (MELO et al., 2001). Varia, também, em função do processo de tratamento utilizado na ETE.

Apesar de seu conteúdo em matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e outros nutrientes das plantas, que sabidamente têm melhorado as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, podendo substituir, pelo menos em parte, a fertilização mineral (MELO et al., 2001), o uso agrícola do LE tem merecido preocupação dos órgãos ambientais pelo potencial poluidor atribuído aos elevados teores de nitrogênio e fósforo, pela possibilidade de conter elevados teores de elementos traços e também pela possível presença de organismos patogênicos, como **Salmonella**, vírus, coliformes fecais termorresistentes e ovos de helmintos.

O lodo de esgoto, proveniente do tratamento de esgotos predominantemente domésticos, tende a apresentar baixos teores de elementos traços como Cd, Cu, Mo, Ni, Zn, Pb, Se, Cr, Ba e Hg.

Por outro lado, o lodo de esgoto oriundo do tratamento de esgoto coletado em áreas residenciais pode ser rico em agentes causadores de doenças (TSUTIYA, 2002).

Todas essas informações devem ser consideradas no manejo da aplicação dos resíduos em solos, como forma de minimizar qualquer efeito negativo, observando o potencial agrícola que muitos desses resíduos podem apresentar.

Referências bibliográficas

- ADRIANO, D. C. Trace elements in the terrestrial environment. New York, Springer-Verlag, 1986. 147 p.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; OLIVEIRA, C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 345-353, 1998.
- ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Extratores para Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn em latossolos tratados com biossólido e cultivados com milho. **Scientia Agricola**, v. 58, n. 2, p. 337-344, 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO. **Compêndio da legislação de alimentos**. 6. ed. rev. São Paulo: ABIA, 1996. v. 1.
- AUBERT, H.; PINTA, M. **Trace elements in soils**. Amsterdam: Elsevier, 1977. 395 p.
- BARRIQUELO, M. F.; JULIATTI, M. A.; SILVA, M. S.; LENZI, E. Lead behavior in soil treated with contaminated sewage sludge and cultivated with maize. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 499-505, dez. 2003.
- BELLINGER, D.; SCHWARTZ, J. Effects of lead in children and adults. In: Steeland, K.; Schwartz, J. (Eds). **Topics in environmental epidemiology**. New York, Oxford University Press, 1997. p. 314-349.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº359, de 29 de agosto de 2006. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 de ago. 2006. Seção 1, p. 141.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de mar. 2005. Seção 1, p. 158.
- CAMARGO, O. A.; ROVERS, H.; VALADARES, J. M. A. S. Adsorção de níquel em Latossolos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 13, p. 125-129. 1989.
- CAMPOS, M. L.; PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian latosols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, n. 4, p. 547-557, 2003.
- CASTEEL, S. W.; BLODGETT, D. J. Metals and minerals. In: PLUMLEE, K. H. **Clinical Veterinary Toxicology**. St. Louis: Mosby, 2004. p. 214-217.
- CASTILHOS, D. D.; VIDOR, C.; CASTILHOS, R. M. V. Atividade microbiana em solo suprido com lodo de curtume e cromo hexavalente. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 6, n. 1, p. 71-76, 2000.
- CETESB. **Aplicação de lodo de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios de projeto e operação: Norma P4.230**. São Paulo, 1999. 32 p.
- CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2001. 73 p.
- CHANG, A. C.; WARNEKE, J. E.; PAGE, A. L.; LUND, L. J. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 13, n. 1, p. 87-90, 1984.
- CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Effect of parent rocks on chemical and mineralogical properties of some Oxisols in Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 1, p. 153-158, 1987.
- DAKUZAKU, C. S.; FRESCHI, G. P. G.; MORAES, M. de; GOMES NETO, J. A. Influence of Pd (NO₃)₂, Mg(NO₃)₂, and Ni(NO₃)₂ on thermal behavior of As in sugar by graphite furnace atomic absorption spectrometry. **Eclética Química**, São Paulo, v. 26, 2001.
- DIAS, N. M. P.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C.; CAMARGO, O. A. Adsorção de cádmio em dois Latossolos ácidos e um Nitossolo. **R. Bras. Ci. Solo**, Viçosa, v. 25, p. 297-304, 2001.

DUDKA, S.; MILLER, W.P. Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 34, n. 4, p. 681-708, 1999.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. The method for evaluating solid waste. **Report Number SW-840**, Washington, DC, 1986.

FARIA, L. A. **Levantamento sobre selênio em solos e plantas do Estado de São Paulo e sua aplicação em plantas forrageiras**. 2009. 57 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo, Pirassununga.

FILIUS A.; STRECK, T.; RICHTER, J. Cadmium adsorption and desorption in limed topsoil as influenced by pH: isotherms and simulated leaching. **Journal Environmental Quality**, v. 27, n. 1, p. 12-18, 1998.

GACEK, F.; FALEIROS, R. R. S.; MELO, W. J. **Determinação do valor calórico dos alimentos- método químico**. Jaboticabal: UNESP, 1976. 2 p.

GIACOMINI, P. **Contaminazione da arsenico in suoli del Bangladesh**. 2005. 92 f. Tese (Doutorado) – Università degli Studi di Torino, Torino.

GRAY, C. W.; McLAREN, R. G.; ROBERTS, A. H. C.; CONDRON, L. M. Sorption of cadmium from some New Zealand soils: effect of pH and contact time. **Australian Journal of Soil Resource**, v. 36, n. 2, p. 199-216, 1998.

GUILHERME, L. R. G.; LIMA, J. M.; ANDERSON, S. J. Efeito do fósforo na adsorção de cobre nos horizontes A e B de Latossolos do Estado de Minas Gerais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa. **Resumos expandidos**. Viçosa: UFV, 1995. p. 316-318.

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. Environmental health criteria 85: lead: environmental aspects. Geneva, 1989. p. 106.

JULIATTI, M. A.; PRADO, R. M.; BARRIQUELO, M. F.; LENZI, E. Cádmio em Latossolo Vermelho cultivado com milho em colunas: mobilidade e biodisponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, p. 1075-1081, 2002.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. 331 p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Florida: CRC Press, 1992. 365 p.

KER, J. C. **Mineralogia, sorção e dessorção de fosfato, magnetização e elementos traços de latossolos do Brasil**. 1995. 181 f. Tese (Doutorado) – Viçosa, Universidade Federal de Viçosa.

LADEIRA, A. C. Q.; CIMINELLI, V. S. T.; NEPOMUCENO, A. L. Seleção de solos para a imobilização de arsênio. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 55, n. 3, p. 215-221, jul./set. 2002.

LAZO, R. A. **Nitrogênio, arsênio, bário e estado nutricional de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto**. 2010. 97 f. Tese (Doutorado) – Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho.

LEMONS, V. P.; COSTA, M. L.; GURJÃO, R. S.; KERN, D. C.; MESCOUTO, C. S. T.; LIMA, W. T. S.; VALENTIM, T. L. Comportamento do arsênio em perfis de solos do Sítio Ilha de Terra-Caxiuanã (Pará). **Revista Escola de Minas**, v. 62, n. 2, p. 139-146, 2009.

LI, Z.; SHUMAN, L. M. Heavy metal movement in metal-contaminated soil profiles. **Soil Science**, v. 161, n. 10, p. 656-666, 1996.

MALAVOLTA, E. A avaliação do estado nutricional. In: _____. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. cap. 7, 219-251.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental**: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo: Produquímica, 1994. 153 p.

- MALAVOLTA, E.; MORAES, M. F. Nickel: form toxic to essential nutrient. **Better Crops**, v. 91, n. 3, p. 26-28, 2007.
- MARCHIORI JÚNIOR, M. Impacto ambiental da citricultura nos teores de metais pesados em solos do Estado de São Paulo. 2002. 83 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Jaboticabal.
- MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N.; SCHULZE, D. G. Trace elements in cerrado soils. In: ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F. de; MELLO, J. W. V. de; COSTA, L. M. da. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 103-142.
- MATOS, W. O.; NÓBREGA, J. A. Especificação redox de cromo em solo acidentalmente contaminado com solução sulfocrômica. **Química Nova**, v. 31, n. 6, p. 1450-1454, 2008.
- MATTIAZZO, M. E.; BERTON, R. S.; CRUZ, M. C. P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M. E. CRUZ, M. C. P. da; RAIJ, B. van; ABREU, C. A. de (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq, 2001. cap. 9, p. 213-234.
- MCBRIDE, M. B. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. **Advances in Soil Science**, v. 10, p. 1-56, 1989.
- MCBRIDE, M. B. Retention of Cu^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} and Mn^{2+} by amorphous alumina. **Soil Science Society of America Journal**, v. 42, n. 1, p. 27-31, 1978.
- MELO, V. P. **Propriedades químicas e disponibilidade de metais pesados para a cultura de milho em dois latossolos que receberam adição de lodo de esgoto**. 2002. 134 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Jaboticabal.
- MELO, W. J.; AGUIAR, P. S.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P. Nickel in a tropical soil treated with sewage sludge and cropped with maize in a long-term field study. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1341-1347, 2007.
- MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do lodo de esgoto e as propriedades do solo. In: TSUTUYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. de C. T. de; MELFI, A. J.; MELO, W. J. de; MARQUES, M. O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap. 11, p. 289-363.
- MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P.; CINTRA, A. A. D. Uso de resíduos em hortaliças e impacto ambiental. **Horticultura Brasileira**, v. 18, p. 67-82, 2000. Suplemento Julho.
- MOUTA, E. R.; MELO, W. J.; SOARES, M. R.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Adsorção de selênio em latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1033-1041, 2008.
- NEVES, A. A. O.; ANDRADE, M. G.; LIMA, A. S. T.; MELO, W. J.; MELO, G. M. P. Influência da aplicação de lodo de esgoto na intensidade de doenças foliares na cultura do milho. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 28.; SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE A LAGARTA DO CARTUCHO, 4., 2010, Goiânia. **Potencialidades, desafios e sustentabilidade: resumos expandidos**. Goiânia: Associação Brasileira de Milho e Sorgo, 2010. CD-ROM.
- NOGUEIRA, T. A. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MARQUES, M. O.; HE, Z. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 181, n. 1/3, p. 1148-1157, 2010.
- OLIVEIRA, F. C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com LE**. 1995. 90 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- OLIVEIRA, R. C. **Avaliação do movimento de cádmio, chumbo e zinco em solo tratado com resíduo-calcário**. 2002. 84 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- OLIVEIRA, R. C.; CAMPOS, M. L.; SILVEIRA, M. L. A.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N. Arsênio em solos do cerrado. REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 25.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 9.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 7.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 4., 2002, Rio de Janeiro. [Resumos...] Rio de Janeiro: SBCS: UFRRJ, 2002. 1 CD ROM.

- PAOLIELLO, M. M. B.; CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos**. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2001. 144 p. (Cadernos de referência ambiental, v. 3).
- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, L. R.; LIMA, J. M. Efeito do pH na adsorção-desorção de chumbo em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 269-277, 2001a.
- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; OLIVEIRA, L. R.; CURI, N.; SILVA, M. L. N. Efeito da força iônica da solução de equilíbrio sobre a adsorção e desorção de chumbo em latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 36, n. 8, p. 1077-1084, ago. 2001b.
- PIRES, A. M. M. **Ácidos orgânicos da rizosfera**: aspectos qualitativos e quantitativos e fitodisponibilidade de metais pesados originários de biossólidos. 2003. 94 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- PRADO, R. M.; JULIATTI, M. A. Lixiviação de cádmio em profundidade em coluna com latossolo vermelho e nitossolo. **Revista de Agricultura**, v. 78, n. 2, p. 219-228, 2003.
- REIS, T. C. **Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl₂ e LE**. 2002. 118 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- RESENDE, M.; CURI, N.; RESENDE, S. B.; CORREIA, G. F. **Pedologia**: base para distinção de ambientes. 2. ed. Viçosa: NEPUT, 1997. 367 p.
- REVOREDO, M. D.; MELO, W. J. Nickel in the humic substances of a soil after application of sewage sludge contaminated with increasing rates of the metal and cultivation with sorghum. In: INTERNATIONAL MEETING OF THE INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY, 12., 2004, São Pedro, SP. **Humic substances and soil and water environment**: abstracts... [São Carlos], SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2004.
- REVOREDO, M. D.; MELO, W. J.; BRAZ, L. T.; CINTRA, A. A. D. Formas de cobre em um latossolo adubado com compostos à base de biossólido e cultivado com tomateiro. In: ENCONTRO CIENTÍFICO DE PÓS-GRADUANDOS DA FCAV, 4.; ENCONTRO CIENTÍFICO DE PÓS-GRADUANDOS EM CIÊNCIAS AGROPECUÁRIAS DA UNESP, 2., 2004, Jaboticabal. **[Anais...]** Jaboticabal: Associação de Pós-graduandos, 2004.
- RIBEIRO FILHO, M. R.; CURI, N.; SIQUEIRA, J. O.; MOTTA, P. E. F. Metais pesados em solos de área de rejeitos de indústria de processamento de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 453-464, 1999.
- ROVERS, H.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. Níquel total e solúvel em DTPA em solos do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 217-220, 1983.
- SADIQ, M.; ZAIDI, T. H.; MIAN, A. A. Environmental behavior of arsenic in soils: theoretical. **Water Air Soil Pollution**, v. 20, n. 4 p. 369-377, 1983.
- SATO, H. Nickel content of basaltic magma: identification of primary magmas and measure of the degree of olivine fractionation. **Lithos**, v. 10, n. 2, p. 113-120, 1977.
- SELBACH, P. A.; TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; CAVALLET, L. E. Descarte e biodegradação de lodo de curtume no solo. **Revista do Couro**, v. 4, p. 51-62, 1991.
- SHEPPARD, M. L.; THIBAUT, D. H. Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 2, p. 415-423, 1992.
- SILVA, F. C. da. **Uso agrônomico do lodo de esgoto**: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar. 1995. 170 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SILVA, F. C.; SILVA, C. A.; BERGAMASCO, A. F.; RAMALHO, A. L. Efeito do período de incubação e de doses de composto de

lixo urbano na disponibilidade de metais pesados em diferentes solos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 3, p. 403-412, 2003.

TRAINA, S. J.; LAPERCHE, V. Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. **Proceeding National Academic Science of the United States of America**, v. 96, n. 7, p. 3365-3371, 30 Mar. 1999.

TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. de C. T. de; MELFI, A. J.; MELO, W. J. de; MARQUES, M. O. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. 2. ed. São Paulo: ABES, 2002. p. 89-131.

VENEZUELA, T. C. **Determinação de contaminantes metálicos (metal tóxico) num solo adubado com composto de lixo em área olerícola no Município de Nova Friburgo**. 2001. 78 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Evaluation of certain food additives and contaminants. **WHO Technical Report Series**, Geneva, n. 837, 1993. 53 p.





5



Rosana Cavalcante dos Santos, Suelen Marina de Araújo Pontes
Zenóbio Abel Gouvêa Perelli da Gama e Silva e Amauri Siviero

Resíduos madeireiros

capítulo 5.

Resíduos das Indústrias Madeireiras no estado do Acre



Introdução

Atualmente, pode-se observar o surgimento de um consenso sobre a importância representativa que os recursos florestais assumem no âmbito da economia dos países em desenvolvimento, como alternativa viável para superar as dificuldades socioeconômicas por meio de sua diversidade e abundância e da gama de produtos que podem ser obtidos, direta e indiretamente, da floresta.

A economia florestal brasileira tem uma participação significativa nos indicadores socioeconômicos do País, como o Produto Interno Bruto (PIB), empregos, salários, impostos e balança comercial. Conforme Pereira (2010), apesar da redução no volume de madeira exportado entre 2004 e 2009, a participação relativa do mercado interno da Amazônia Legal cresceu de 11% em 2004 para 17% em 2009.

Em 2007, o Produto Interno Bruto (PIB) da Amazônia Legal foi R\$ 119 bilhões (US\$ 61 bilhões) (IPEA, 2007), o que correspondeu a 8% do PIB nacional. O PIB *per capita* da Amazônia Legal foi igual a R\$ 5,1 mil (US\$ 2,6 mil), enquanto o PIB *per capita* médio brasileiro foi R\$ 8,3 mil (US\$ 4,3 mil).

As atividades de base florestal no Acre participam com 16,8% do Valor Bruto de Produção (VBP) na economia do estado (ACRE, 2010), o que corresponde a valores de R\$ 809 milhões do PIB florestal. O setor gera de forma direta, aproximadamente, 946 empregos, incluindo extração, transporte e processamento (indústrias madeireiras e movelaria), e 3.123 empregos indiretos, o que corresponde a 1,5% da população economicamente ocupada (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2010). A produção madeireira do estado está concentrada nos municípios do Vale do Rio Acre, região que detém 60% da produção de madeira serrada, 48% da produção de móveis, 49% do número de indústrias madeireiras, 60% das movelarias e 58% do total de geração de empregos.

Há uma tendência no mercado de utilizar os resíduos como fonte de matéria-prima para novos produtos, uma vez que a legislação brasileira aponta a autorresponsabilidade das empresas na remoção, estocagem e tratamento de resíduos gerados pelos processos de produção, a partir de procedimentos adequados para conservar o meio ambiente (CORTEZ, 2008).

O resíduo da indústria madeireira do Acre, avaliado em aproximadamente 67% da produção, é considerado uma forma de desperdício de matéria-prima não aproveitada, podendo ocorrer na forma de casca, cavaco, costaneira, pó de serra, maravalha e aparas. A geração de resíduos da indústria florestal tem mostrado valores expressivos, o que leva a considerar seriamente a sua utilização na cadeia produtiva, pois não representa somente um problema econômico, por meio do desperdício, como também um sério problema de caráter ambiental.

O termo resíduo de madeira, muitas vezes é associado à palavra problema, pois normalmente sua disposição ou utilização adequada gera custos. Porém, o conhecimento da quantidade, da qualidade e das possibilidades de uso desse material pode gerar uma alternativa para viabilizar o seu manuseio. Nesse contexto, o objetivo do presente capítulo é caracterizar os resíduos da atividade industrial madeireira no Acre, discutindo sobre sua origem, natureza, quantificação e alternativas de uso.

Cenário

O crescimento das atividades industriais traz benefícios econômicos para os estados e municípios. No entanto, essas atividades geram resíduos que precisam ser gerenciados adequadamente, a fim de garantir a preservação do meio ambiente e da saúde pública. O crescimento desse setor, e conseqüentemente da quantidade e diversidade de resíduos gerados, salienta o desafio a ser enfrentado pelas indústrias, já que estas têm a responsabilidade sobre os resíduos (ACRE, 2012). Algumas definições para a palavra resíduo não carregavam um significado positivo até pouco tempo. Segundo alguns ambientalistas, resíduos podem ser definidos como qualquer sobra após uma ação ou processo produtivo. Esses materiais passam a ser descartados e acumulados no meio ambiente, causando não somente problemas de poluição, mas também um desperdício da matéria originalmente utilizada.

As atividades de base florestal caracterizam-se pelo baixo nível tecnológico, em que a ineficiência do processo produtivo acarreta grandes desperdícios de madeira, resultando em elevado volume de resíduos. Apesar das recentes melhorias creditadas a esse setor, observam-se ainda os mesmos problemas citados em levantamentos realizados no final da década de 1980 e início da década de 1990, tais como: a)

ineficiência do processo produtivo; b) defasagem tecnológica, como ausência do processo secagem da madeira; c) acabamento deficiente; d) inexistência de **design** moderno; e) mão de obra não qualificada; e f) escassez de capital de giro (PONTES; SANTOS, 2007).

Até o momento, os resíduos não estão sendo aproveitados adequadamente, embora várias alternativas de uso sejam viáveis como geração de energia térmica e/ou elétrica, fabricação de produtos reconstituídos, como aglomerados, MDF entre outros, forragem, adubação, etc.

Santos (2007), por meio de levantamento de resíduos da indústria madeireira no Acre, identificou que 67% da tora é desperdiçada, transformando-se em resíduo não aproveitado pela indústria, sendo 37% desse percentual representado pela lenha, seguida de serragem e maravalha (15%), costaneiras (5%), refugos e sobras (10%).

Quem trabalha com resíduo de madeira conta com uma vantagem pouco usual em comparação às demais indústrias. A matéria-prima custa muito pouco ou em alguns casos é quase de graça. O gasto se restringe ao transporte do material, além das empresas de processamento do resíduo estarem isentas do Imposto sobre a Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS).

Para visualizar o grau de relação desses fatores, quanto ao desempenho empresarial, basta dizer que aquilo que entra na indústria como matéria-prima tem custo e o que sai é produto gerador de receita e resíduo. Além de ocasionar custos de disposição, isso significa que parte da matéria comprada vai para o lixo. Em outras palavras, resíduo é o investimento que não foi devidamente aproveitado pela empresa.

De forma simplificada o aproveitamento de resíduos deve levar em consideração:

1. Qualificação, quantificação e localização dos resíduos na cadeia de produção.
2. Identificação das opções de descarte e de utilização.
3. Coleta de informações sobre mercado e de dados para gerar informações de investimentos e custos das opções.
4. Análise econômica e financeira das diversas opções.

Em 2009, o volume de madeira em tora não aproveitado diretamente pela indústria madeireira foi de 8,3 milhões de metros cúbicos. Desse total, 19% foram convertidos em carvão vegetal, 18% destinaram-se à fabricação de tijolo e telhas de

barro em olarias e 14% foram para cogeração de energia no processamento de madeira ou para uso em estufas de secagem. Além disso, 24% dos resíduos foram aproveitados de formas diversas em aterros, como adubo, lenha, entre outros. Os resíduos não aproveitados (9%) foram queimados ou abandonados como entulho, cuja proporção do volume foi de 16% (PEREIRA, 2010).

Caracterização da indústria madeireira no Acre

Nas décadas de 1970 e 1980 a indústria madeireira ocupou importante espaço na economia do Estado do Acre. Após esse período, a atividade madeireira entrou em declínio e, atualmente, vem se recuperando, apresentando significativo desenvolvimento, por meio das políticas de incentivo do governo estadual para o setor, conforme Figura 1 (PONTES, 2006).

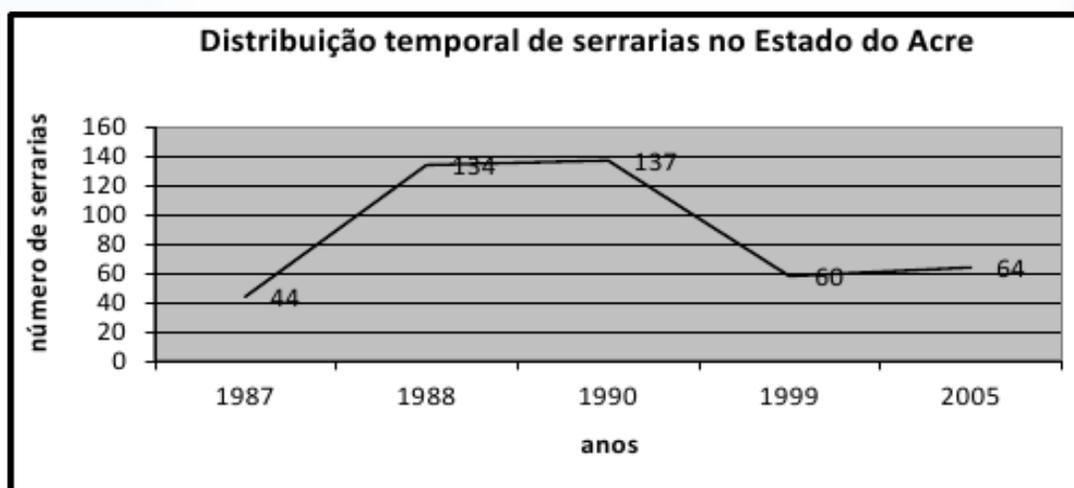


Figura 1. Distribuição temporal do número de serrarias no Estado do Acre.

Observa-se a diminuição do número de serrarias, principalmente pela comparação entre os anos de 1988 e 1999. Corroborando com essas informações, Silva (2005) relata que no período de 1996 a 2002 ocorreram muitas barreiras à entrada de novas serrarias nesse setor, causadas pela escassez de mão de obra e a existência de uma burocracia excessiva por parte dos órgãos ambientais. Dessa forma, é possível concluir que o decréscimo de empresas pode ser explicado pela dificuldade de acesso, obtenção e legalização da matéria-prima, variação de câmbio,

além dos problemas peculiares a esse setor, como as deficiências operacionais e administrativas.

Santos (2004) comenta que o Acre possui uma economia basicamente voltada para o setor primário e vive, atualmente, uma tendência para a industrialização de produtos da floresta: borracha, castanha e madeira, visando à agregação de valor, baseado num modelo de gestão direcionado à conservação da cobertura vegetal sem abdicar da possibilidade de crescimento econômico e do desenvolvimento sustentável.

Um levantamento feito nas indústrias do setor madeireiro do Estado do Acre, no ano de 2006, indicou que o consumo de madeira nas serrarias, processadoras e fábricas de laminados e compensados foi estimado em 198.014,23 m³, sendo 76% desse volume correspondente aos municípios de Rio Branco (108.409,17 m³/ano) e Acrelândia (42.152,07 m³/ano). Os demais municípios do estado somam juntos apenas 24% (47.452,99 m³/ano).

Conforme a pesquisa supracitada, das 64 empresas do setor madeireiro levantadas no estado, 23 estavam localizadas em Rio Branco, 9 em Acrelândia e 32 espalhadas pelos demais municípios. Desse total constavam 47 serrarias com desdobro de madeira (73%), 14 serrarias sem desdobro (processadoras), correspondendo a 22%, e 3 fábricas de laminados e compensados identificadas como outros (5%).

O manejo florestal representa 54% da origem da madeira que chega às serrarias do Estado do Acre, 44% correspondendo ao desmate e queima e 2% a outras formas de obtenção. Essa situação é bem diferente quando se analisa a origem da matéria-prima apenas para os municípios do Baixo Acre. A madeira que chega às serrarias dos municípios de Rio Branco e Acrelândia é proveniente de manejo florestal (80%) e de desmate (20%) (PONTES, 2006).

As serrarias do Acre se caracterizam pela defasagem tecnológica e consequente ineficiência no processo produtivo, sendo esse um dos principais aspectos que comprometem a produtividade da empresa. Uma dessas deficiências é a falta de secagem da madeira, correspondendo ao percentual de 54% para nenhum tipo de secagem, 31% para aquelas empresas que fazem secagem natural e 15%

para as serrarias que utilizam secagem artificial (OLIVEIRA, 2007).

Levantamentos florestais indicam ser bastante amplo o número de espécies com potencial de uso nas florestas acrianas. Entretanto, as serrarias continuam concentrando sua produção em poucas delas, sendo basicamente as mesmas encontradas nos levantamentos realizados no final da década de 1980. Conforme Pontes e Santos (2007), corroborado por Ribeiro (2009), a espécie mais utilizada nas indústrias madeireiras do Acre é o cumaru-ferro (*Dipteryx odorata*), o qual tem a média de uso de 41,67% e de aproveitamento de 51,53%.

Resíduos das indústrias madeireiras do Acre

Resíduos industriais florestais são definidos como os subprodutos decorrentes do desdobro primário e secundário como também da utilização da madeira. Dessa forma, são resíduos: casca, costaneira, pontas, aparas, lascas, pó-de-serra e maravalha (SANTOS, 2010).

De acordo com Santos (2007), foram produzidos no Estado do Acre 92.302,29 Mg/ano de resíduos (resíduos mais lenha), sendo 602,92 Mg/ano na regional Alto Acre (1%), 79.669,74 Mg/ano na regional Baixo Acre (87%), 4.355,48 Mg/ano na

Tabela 1. Levantamento do número de empresas do setor madeireiro e quantidade de resíduos (t/ano) gerados por regional no ano de 2006*.

Regional	Empresas	Serrarias	Laminadoras	Resíduos	Lenha	Total
Alto Acre	1	269,96	0,00	269,96	332,96	602,92
Baixo Acre	39	32.705,56	5.458,94	39.309,34	40.360,40	79.669,74
Juruá	9	2.005,38	0,00	2.005,38	2.350,10	4.355,48
Purus	5	2.340,20	0,00	2.340,20	2.894,58	5.234,78
Tarauacá-Envira	10	1.132,54	0,00	1.132,54	1.306,83	2.439,37
Total	64	38.453,64	1.144,84	45.057,42	47.244,87	92.302,37

*Não inclui a produção de indústrias beneficiadoras de madeira serrada, como movelarias e outras fábricas de produtos beneficiados.

regional Juruá (4%), 5.234,78 Mg/ano na regional Purus (5%) e 2.439,37 Mg/ano na regional Tarauacá-Envira (3%). Vale considerar que metade de todo resíduo gerado pelas indústrias madeireiras, nas cinco regionais do Acre, é constituído de lenha, correspondendo a 47.244,87 Mg/ano (Tabela 1).

A seguir será detalhado o diagnóstico dos resíduos da indústria madeireira no Acre por regional, de acordo com Santos (2007).

Regional Baixo Acre

O total de resíduos produzidos na regional Baixo Acre soma 79.669,74 Mg/ano, sendo 40.360,40 Mg/ano lenha. O Município de Rio Branco é responsável pela produção de 61% dos resíduos gerados no Baixo Acre, Acrelândia por 25%, Capixaba 8%, Porto Acre 5%, Senador Guimard e Plácido de Castro 1% (Tabela 2).

Tabela 2. Levantamento do número de indústrias madeireiras e quantidade de resíduos (Mg/ano) gerados na regional Baixo Acre no ano de 2006.

Municípios	Número de empresas	Indústria madeireira	Laminadora	Compensado	Resíduos	Lenha
Acrelândia	9	8.044,61	1.805,14	0,00	9.849,75	9.923,00
Capixaba	1	3.337,50	0,00	0,00	3.337,50	4.116,25
Plácido de Castro	1	94,98	0,00	0,00	94,98	117,14
Rio Branco	23	19.246,36	3.653,80	1.144,84	24.045,00	23.759,40
Senador Guimard	3	148,89	0,00	0,00	148,89	183,64
Porto Acre	2	1.833,23	0,00	0,00	1.833,23	2.260,97
Total	39	32.705,56	5.458,94	1.144,84	39.309,34	40.360,40

Regional Alto Acre

Na regional do Alto Acre, no ano de 2006, funcionou apenas uma indústria madeireira de pequeno porte, gerando 602,92 Mg/ano de resíduos (Tabela 3).

Tabela 3. Levantamento do número de indústrias madeireiras e quantidade de resíduos (Mg/ano) gerados na regional Alto Acre no ano de 2006.

Município	Número de indústrias	Indústria madeireira	Laminadora	Compensado	Resíduos	Lenha
Epitaciolândia	1	269,96	0,00	0,00	269,96	332,96
Total	1	269,96	0,00	0,00	269,96	332,96

Regional Purus

Na regional Purus foram identificadas 5 indústrias madeireiras, sendo 4 de pequeno porte (abaixo de 5.000 m³/ano) e 1 de grande porte (acima de 10.000 m³/ano), que produziram juntas 5.243 Mg/ano de resíduos (Tabela 4).

Tabela 4. Levantamento do número de indústrias madeireiras e quantidade de resíduos (Mg/ano) gerados na regional Purus no ano de 2005.

Município	Número de indústrias	Indústria madeireira	Laminadora	Compensado	Total de resíduos	Lenha
Manoel Urbano	2	8,80	0,00	0,00	8,80	8,22
Sena Madureira	3	2.331,40	0,00	0,00	2.331,40	2.886,36
Total	5	2.340,20	0,00	0,00	2.340,20	2.894,58

Regional Tarauacá-Envira

Na regional Tarauacá-Envira no ano de 2006, funcionaram 3 indústrias madeireiras de pequeno porte e 7 processadoras que produziram 2.439,37 Mg/ano de resíduos (Tabela 5).

Tabela 5. Levantamento do número de indústrias madeireiras e quantidade de resíduos (t/ano) gerados na regional Tarauacá-Envira no ano de 2006.

Município	Número de indústrias	Indústria madeireira	Laminadora	Compensado	Total de resíduos	Lenha
Feijó	6	746,62	0,00	0,00	746,62	882,86
Tarauacá	4	385,92	0,00	0,00	385,92	423,97
Total	10	1.132,54	0,00	0,00	1.132,54	1.306,83

Regional Juruá

A regional Juruá produziu 4.656,43 Mg/ano de resíduos. Apenas o Município de Cruzeiro do Sul destaca-se nessa regional com 2 indústrias madeireiras de pequeno porte, 1 de grande porte e 4 processadoras, gerando 4.346,8 Mg/ano. Mâncio Lima e Rodrigues Alves juntos produziram soma insignificante de resíduos (Tabela 6).

Tabela 6. Levantamento do número de indústrias madeireiras e quantidade de resíduos (Mg/ano) gerados na regional Juruá no ano de 2006.

Município	Número de indústrias	Indústria madeireira	Laminadora	Compensado	Resíduos	Lenha
Cruzeiro do Sul	7	1.999,74	0,00	0,00	1.999,74	2.347,06
Mâncio Lima	1	3,17	0,00	0,00	3,17	0,00
Rodrigues Alves	1	2,46	0,00	0,00	2,46	3,04
Total	9	2.005,38	0,00	0,00	2.005,38	2.350,10

Potencial de aproveitamento de resíduos madeireiros

Há uma tendência no mercado para utilização dos resíduos como fonte de matéria-prima não somente como material comburente, mas também na obtenção de produtos industriais inovadores. A utilização de resíduos madeireiros na indústria de processamento diminui a pressão de exploração de novas áreas e árvores. Nesse caso, abre-se uma oportunidade para as iniciativas empreendedoras de manejo florestal, proporcionando o aumento da renda e da remuneração dos produtos que eram desprezados até então.

Para as indústrias madeireiras, é conveniente e necessário o aproveitamento dos resíduos dos processos de usinagem, pois contribuem para reduzir áreas de estocagem, diminuem os custos de movimentação e poluição ambiental. Para a fábrica, reduz os custos de produção e torna a utilização da matéria-prima mais eficiente. Essas alternativas agregam valor às sobras de madeira, podendo aumentar a renda da empresa (VIDAL et al., 1997).

O potencial de uso dessa enorme quantidade de resíduos tem sido subestimado pela indústria madeireira regional. Entretanto, esses resíduos representam uma fonte potencial de matéria-prima básica para inúmeras aplicações, produzindo uma nova demanda de produtos e serviços, gerando fonte de renda viável e emprego.

Os resíduos da extração e da industrialização de madeira são geralmente utilizados para conversão em energia por meio da queima, uso doméstico e produção de carvão. Além do desperdício de recursos naturais e do impacto ao meio ambiente, esses usos tradicionais não consideram o potencial econômico desses materiais.

As maiores dificuldades para utilização dos resíduos encontram-se na competição no preço desse material, já que a maior parte é utilizada para geração de energia; na coleta e transporte, pois os resíduos são gerados em serrarias e laminadoras de pequeno e médio porte localizadas em regiões distantes; além da carência de diagnósticos atualizados sobre a correta localização e qualidade dos resíduos oriundos dessas empresas (NAIME, 2003).

De acordo com Araújo (2003), o aproveitamento de resíduos, para geração de energia nas serrarias, apresenta importantes vantagens: a) reduz os custos de produção, uma vez que as empresas deixariam de pagar pela energia necessária ao seu maquinário; b) reduz o passivo ambiental provocado pela queima (efeito estufa) e descarte dos resíduos; c) gera pontos de trabalho; d) diminui os custos de manejo dos resíduos dentro da empresa; e) proporciona inovação tecnológica; f) possibilita a expansão da capacidade produtiva pelo aumento da energia (PONTES, 2006).

Outra alternativa do setor madeireiro para resolver o problema do acúmulo dos seus resíduos é a produção de adubo orgânico, muito utilizado para correção do solo em áreas de reflorestamento. Esse adubo é produzido pelo reaproveitamento de cascas de toras e serragem, que depois de trituradas e misturadas a dejetos de animais passam por um processo de compostagem, conservando-se por 6 meses e reduzindo em 70% o uso de fertilizantes químicos (SANTOS, 2010).

Conforme Ribeiro (2009) a degradação dos resíduos orgânicos ocorre inicialmente pela decomposição de açúcares, amidos e proteínas simples seguidos por proteínas brutas, hemicelulose e celulose. Componentes como a celulose e a lignina são mais resistentes, podendo com o tempo ser transformadas em húmus. Os agentes biológicos são os mais abundantes e importantes degradadores da madeira, pois além de realizarem a ciclagem natural dos nutrientes que a compõem, como celulose, hemicelulose, açúcares e proteínas, utilizam-nos como fonte de energia.

Monteiro (2004) relata que a utilização de resíduos de madeira como cobertura no solo demonstrou ser fundamental no processo de estruturação e melhoramento das características físicas e químicas dos solos. Em seus estudos a autora verificou que a cobertura de resíduos de madeira influenciou positivamente na densidade do solo, densidade de partículas e porosidade, beneficiando de modo geral a estruturação e aeração do solo, aumentando a retenção de umidade, além de reduzir o escoamento superficial dos nutrientes.

De acordo com a mesma autora, um produto com essas características poderá agregar valor aos resíduos da atividade madeireira, tanto por criar um uso inovador para um produto tradicional, quanto por ser objeto de captação de recursos destinados ao mecanismo de desenvolvimento limpo, uma vez considerada

sua capacidade de transferência de carbono da atmosfera para compartimento estável, que é a matéria orgânica do solo. Além disso, o produto gerado apresenta constituição exclusivamente orgânica e é derivado de um recurso renovável, o que o elege como apto para ser utilizado em sistemas orgânicos de produção.

Na mesma linha de estudo, pesquisadores do Museu Goeldi estão verificando o benefício econômico quanto ao uso de serragem na formação da terra preta nova. São denominados terra preta os solos escuros originados pelas sociedades indígenas amazônicas pré-colombianas e que apresentam fertilidade elevada e alto conteúdo de carbono em forma de húmus durante séculos. O Projeto Terra Preta Nova pretende replicar o processo pré-colombiano em áreas fixas e concentradas para fins de desenvolvimento sustentável de pequenos produtores da Amazônia, com o objetivo de recuperar áreas degradadas na região, contribuir para fixação de CO₂ no solo e para preservação da floresta primária.

De acordo com Piccinin (2006), os resíduos das madeireiras agora se somam a ossos, sangue, gordura, fezes, restos de matadouros que, utilizados como matéria orgânica, constituem um composto capaz de alterar as composições físico-químicas e propriedades biológicas do solo, tornando-os adequados para a agricultura e favorecendo o pequeno produtor que atua na Amazônia.

Corroborando com essas informações, Silva (2010), em seu trabalho com compostagem de casca de mandioca, serragem e esterco, verificou que a qualidade final do composto é adequada para uso agrícola, pois o pH e a umidade do composto orgânico em todas as amostras mantiveram valores mínimos requeridos pela legislação. Observou também que a condutividade elétrica do composto apresentou valores considerados normais para o uso de resíduos em áreas agrícolas, estabilizando-se com a compostagem.

Considerações finais

O setor madeireiro está distribuído espacialmente em todo o Estado do Acre, sendo um dos que possui um grande potencial de mercado no seu grau de aderência e em sua capacidade de fomentar novos talentos empresariais.

A média de resíduos gerados nas indústrias madeireiras no Acre é da ordem de 67%, representados por cascas, costaneiras, pó-de-serra, maravalha, destopos e peças desclassificadas, os quais na sua grande maioria não são aproveitados, sendo queimados em lixões a céu aberto ou lançados indiscriminadamente em corpos d'água, configurando-se como passivos ambientais para as empresas produtoras.

A expansão da atividade madeireira e o uso racional de sua matéria-prima não é somente uma boa atividade, trata-se de uma oportunidade para criar um cinturão verde sustentável, que proteja a mata nativa e proporcione inclusão social de fato. Para isso, é necessário expandir as práticas de manejo dos solos amazônicos, com vistas também ao desenvolvimento de políticas públicas que contemplem ações de conservação e manejo sustentável dos resíduos gerados pela atividade da indústria madeireira.

Em muitos países com grande contingente populacional concentrado nas cidades, a população considera os resíduos orgânicos como uma responsabilidade do cidadão, ou melhor, do gerador. Esse tipo de valor cultural introduz métodos mais racionais de controle dos resíduos sólidos, com participação ativa da população e envolvimento de cada indivíduo com vistas à reintegração dos resíduos à cadeia natural da vida do planeta.

Nesse contexto o resíduo não é visto como um problema, mas sim como uma solução para fertilizar solos, o que estimula a formação de uma extensa rede de compostagem e biodigestão de resíduos. Essa diferença de tratamento fundamenta-se em valores culturais totalmente diferenciados, que originaram outro paradigma para tratamento da questão.

Referências bibliográficas

ACRE. **Acre em números**. Rio Branco: SEPLAN, 2010.

ACRE. **Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Rio Branco: SEMA, 2012. 188 p.

ARAÚJO, H. J. B. de. **Aproveitamento de resíduos das indústrias madeireiras do estado do Acre para fins energéticos**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2003. 38 p. (Embrapa Acre. Documentos, 82).

BORGES, S. B. **Diagnóstico qualitativo e quantitativo das serrarias no município de Acrelândia**. 54 f. 2007. Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco.

CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; AYARZA, J. A. C. Biomassa no Brasil e no mundo. In: CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GÓMEZ, E. O. (Org.). **Biomassa para energia**. Campinas: Unicamp, 2008. p. 15-27.

IPEA. **Ipeadata**: dados macroeconômicos e regionais: contas nacionais: PIB estadual e PIB *per capita*. 2007. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em 23 ago. 2012.

MONTEIRO, K. F. G. **Utilização de resíduos de madeira como cobertura no solo: o estudo de caso de um sistema agroflorestal no estado do Pará**. 2004. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural da Amazônia.

NAIME, R.; SARTOR, I.; HULAKOWSKI, M.; GARCIA, A. C. Gestão dos resíduos sólidos na indústria madeireira. **Revista da Madeira**, v. 13, n. 77, p. 112-118, 2003.

OLIVEIRA, S. B. B. **Diagnóstico do setor madeireiro no município de Acrelândia**. 2007. 54 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia florestal) - Universidade Federal do Acre.

PEREIRA, D.; SANTOS, D.; VEDOVETO, M.; GUIMARÃES, J.; VERÍSSIMO, A. **Fatos florestais da Amazônia 2010**. Belém, PA: Imazon, 2010. 124 p.

PICCININ, JL ; BRONI, C. ; KERN, D. ; RUIVO, M. L. ; FRAZÃO, J. ; OLIVEIRA, M. L. ; MUNIZ, I. C. Aplicação de resíduos de serraria em áreas cultivadas com paricá (*Schizolobium amazonicum huber ex ducke*) e pupunha (*Bactrix gasipaes h.b.k.*), em Tailândia/PA. IN: SEMINÁRIO DE PESQUISA DO INSTITUTO DE ESTUDOS SUPERIORES DA AMAZÔNIA, 4., 2006, Belém. **Anais...** Belém, PA: IESAM, 2006. 1 CD-ROM.

PONTES, S. M. A. **Resíduos das indústrias madeireiras: um estudo de caso nas serrarias de Rio Branco - Acre**. 78 f., 2006. Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Acre.

PONTES, S. M. A.; SANTOS, R. C. Resíduos das indústrias madeireiras: um estudo de caso nas serrarias de Rio Branco. **Biomassa & Energia**, Viçosa, v. 3, p. 1-10. 2007.

RIBEIRO, P. L. S. **Decomposição de serragem de *Ceiba pentandra*, *Dipteryx odorata* e *Hymenolobium petraeum* em capoeira, floresta primária e pátio industrial**. 85 f. 2009. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre.

SANTOS, R. C. **Inventário de resíduos sólidos industriais do estado do Acre**. Rio Branco: Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais MMA/FNMA/SEMA, 2004. 36 p. (Cartilha).

SANTOS, R. C. (Coord.). **Guia prático de compostagem: como obter um ótimo húmus para hortas e jardins**. Rio Branco: SEMA, 2010. 33 p.

SANTOS, R. C. **Resíduos da indústria madeireira no Acre**. Rio Branco: FUNTAC, 2007. 62 p. (Cartilha).

SILVA, Z. A. G. P. da G. e. Estrutura do setor madeireiro no estado do Acre, 1996-2002. **Cerne**, Lavras, v. 11, n. 4, p. 389-398, out./dez. 2005.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados**. Belém, PA: SFB, 2010. Disponível em: < http://www.imazon.org.br/publicacoes/livretos/a-atividade-madeireira-na-amazonia-brasileira/at_download/file >. Acesso em: 23 ago. 2012.

SILVA, A. L. F. **Compostagem de casca de mandioca e seus efeitos sobre as propriedades químicas e biológicas do solo**. 2010. 98 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco.

VIDAL, E.; GERWING, J.; BARRETO, P.; AMARAL, P.; JOHNS, J. **Redução de desperdícios na produção de madeira na Amazônia**. Belém, PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1997. 18 p. il. (IMAZON. Amazônia, 5).





6



Rosana Cavalcante dos Santos , Kelianny Souza de Lima, Amauri Siviero

Gestão municipal

capítulo 6.

Gestão dos resíduos sólidos do município de Sena Madureira, AC e seu potencial uso na agricultura



Introdução

A gestão de resíduos sólidos prevê um conjunto de ações exercidas desde as etapas de coleta, transporte, tratamento até a destinação final ambientalmente adequada dos rejeitos. O diagnóstico dos resíduos sólidos é parte integrante dos Planos Municipais dos Resíduos Sólidos e, ao mesmo tempo, base para sua concepção. O inciso I, do artigo 19, da Lei de Diretriz Nacional de Saneamento Básico (LDNSB) pressupõe que o diagnóstico representa um levantamento da situação do setor de resíduos sólidos, com a análise pertinente ao impacto sobre a vida da população por meio de sistema de indicadores sanitários, epidemiológicos, ambientais e socioeconômicos. Este diagnóstico deve identificar os problemas, deficiências e lacunas existentes, apontando as suas prováveis causas (BRASIL, 2007).

Outro dispositivo legal do setor é a Lei nº 12.305, de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispondo sobre princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos; as responsabilidades dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010).

Nesse contexto, o diagnóstico deve ser elaborado por meio de informações gerais sobre o município: dados socioeconômicos, demográficos, culturais e dispositivos legais. Estes, articulados juntos aos dados relativos ao gerenciamento dos resíduos sólidos, permitirão uma análise e o estabelecimento de um prognóstico.

O município de Sena Madureira, assim como a maioria dos municípios do Acre, não apresenta uma política consolidada para o gerenciamento e manejo de resíduos sólidos. Por isso, este capítulo abordará a temática sobre o diagnóstico e proposições para a gestão dos resíduos sólidos em Sena Madureira, como parte integrante da Política Nacional de Resíduos Sólidos e seu potencial de uso na agricultura.

Os Planos Estaduais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PEGIRS), em atendimento ao novo marco legal, visam o estabelecimento de diretrizes e ações estratégicas capazes de nortear o Estado e seus Municípios para a adequada gestão dos resíduos sólidos. A mudança do padrão de produção e consumo deverá resultar, entre outros benefícios, na adoção de processos produtivos mais limpos, na redução do volume e do grau de periculosidade dos resíduos produzidos e na limitação dos impactos causados pelas disposições finais irregulares.

Os Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) devem auxiliar os municípios que apontem eficiência operacional mediante a utilização do conceito de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

Nesse contexto, o PMGIRS não abrange apenas a prestação dos serviços, é muito mais amplo, está articulado com as políticas e programas de vários setores da administração e níveis de governo, envolvendo também o Executivo, o Legislativo e a comunidade local. Portanto, estabelece um processo participativo de concepção, para que, mais do que um documento formal, o plano possa ser conhecido por todos, aplicado, apoiado e fiscalizado, na perspectiva de garantir a sustentabilidade dos serviços de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos (ASTOLPHO, 2010a).

Importantes instrumentos legais relacionados ao setor foram recentemente aprovados e o resultado passa a ser um marco fundamental capaz de nortear as ações de cada nível de governo, além de promover a cooperação entre os entes federativos. A matéria, dessa forma, apresenta aspectos inovadores que são respaldados por conceitos de base que implicarão na melhoria da gestão dos serviços públicos de resíduos sólidos nos Estados e Municípios (ASTOLPHO, 2010b).

Assim, tanto a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) como a Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007) ocupam posições fundamentais na esfera ambiental, pois têm, em seus princípios, a adoção de ações conjuntas para enfrentar os graves problemas desencadeados pela geração de resíduos. O objetivo maior, acima de tudo, é a utilização correta dos recursos naturais.

O PEGIRS, em atendimento ao novo marco legal, visa o estabelecimento de diretrizes e ações estratégicas capazes de nortear o Estado e seus Municípios para a adequada gestão dos resíduos sólidos. A mudança do padrão de produção e consumo deverá resultar, entre outros benefícios, na adoção de processos produtivos mais limpos, na redução do volume e do grau de periculosidade dos resíduos, e na limitação dos impactos causados pelas disposições finais irregulares (SEGALA, 2010).

Para avançar na resolução dos problemas provocados diretamente pelas deficiências que decorrem da gestão dos resíduos sólidos, torna-se fundamental que sejam instituídas novas determinações no âmbito estadual que, por sua vez, devem estar em conformidade com o recente marco regulatório. O que se busca, com isso, é a prevenção da geração de resíduos, a promoção da sua máxima recuperação e a disposição final ambientalmente adequada apenas dos rejeitos.

A elaboração do plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos, nos termos previstos por esta lei, é condição para os municípios terem acesso a recursos da União ou por ela controlados. Tais recursos são destinados a empreendimentos e serviços relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos, ou para serem beneficiados por incentivos ou financiamentos de entidades federais de crédito ou fomento para tal finalidade (ARAÚJO, 2010).

No estado do Acre, o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) foi apresentado à sociedade em novembro de 2010, como uma exigência da Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Entretanto, esta lei também prevê a elaboração do PMGIRS, que até o momento não foi apresentado por nenhum dos municípios acreanos.

O diagnóstico da situação dos resíduos sólidos gerados é conteúdo importante na construção dos planos municipais e deve conter informações quanto à origem, o volume, a caracterização dos resíduos e as formas de destinação e disposição final adotadas. Também deverão ser tratados e analisados todos os elementos e informações referentes aos resíduos sólidos e à limpeza urbana, com o objetivo de avaliar as demandas, a composição e tipologia dos resíduos, condições gerenciais, operacionais, administrativas, institucionais, financeiras dos sistemas, bem como caracterização socioeconômica e ambiental dos municípios e regiões.

No Estado do Acre, o gerenciamento e o manejo dos resíduos sólidos não se encontram estruturados. Com relação ao manejo, o acondicionamento dos resíduos produzidos nos municípios acreanos não é uniforme, e os entulhos gerados representam um problema grave justamente por não existirem regras que estabeleçam como e quando deve ser feita a coleta. Dos 22 municípios, apenas a capital possui aterro sanitário para a disposição dos resíduos. A disposição inadequada de resíduos orgânicos e não orgânicos e as políticas para seu uso prevalece nos demais municípios.

Estratégia Metodológica

O levantamento de dados de fontes primárias e secundárias quanto aos aspectos ambientais, socioeconômicos, demográficos, culturais e legais do município, como também o detalhamento de dados relativos ao gerenciamento dos resíduos sólidos, foi realizado por meio de visitas técnicas e coleta de informação com gestores municipais.

Os dados referentes à geração dos diversos tipos de resíduos incluem: a) estimativa da quantidade de resíduos sólidos gerados, considerando as informações colhidas junto aos serviços de limpeza urbana locais; b) análise gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos; c) levantamento e estimativas da geração dos diversos tipos de resíduos: feiras livres, mercado público, domiciliar, comercial, público, serviços de saúde, construção civil, industrial e agrícola.

Os dados referentes aos sistemas de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos abrangem: a) estrutura institucional, organizacional e financeira do órgão responsável pelos serviços de limpeza urbana, bem como os custos operacionais dos serviços; b) estrutura de suporte aos serviços de limpeza urbana, incluindo instalações físicas, frota, equipamentos, ferramentas, recursos humanos; c) desempenho das atividades do sistema de limpeza urbana e manejo de resíduos como: acondicionamento, coleta regular, coletas especiais, transporte, tratamento, destino final, varrição, feiras livres e serviços correlatos; d) localização das áreas de disposição final atual dos resíduos sólidos, caracterização destas áreas considerando: vida útil, área ocupada, altura, distância de áreas urbanas, existência de mananciais próximos, localização de jazidas para cobertura, aspectos relevantes sobre os impactos ambientais causados, descrição da operação e gerenciamento dos resíduos. As localizações das disposições finais são mapeadas e georreferenciadas.

Os dados sobre os aspectos sociais relevantes contemplaram: a) informações com relação à existência de catadores nos lixões e nas ruas (quantidade de famílias, associações ou cooperativas, trabalho infantil, comercialização dos recicláveis, entre outros aspectos relevantes); b) processos de controle e participação social na gestão dos resíduos sólidos ou em áreas correlatas, como saneamento, meio ambiente, recursos hídricos e saúde; c) situação dos programas ou ações de educação

ambiental em desenvolvimento nos municípios, avaliando os resultados alcançados.

Os serviços de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos envolvem a limpeza dos logradouros públicos, coleta, transporte, tratamento, disposição final dos resíduos gerados e educação sanitária e ambiental. Todas estas atividades devem ser executadas segundo padrões sanitários e ambientais, sem causar danos ao ambiente nem à população, e ao menor custo financeiro e social possíveis. A seguir, serão apresentados os resultados do diagnóstico parcial sobre a gestão e manejo de resíduos sólidos no município de Sena Madureira, além do projeto piloto de caracterização do composto obtido mediante três fontes orgânicas de resíduos produzidos no município, após serem compostados.

Diagnóstico sobre a gestão e manejo de resíduos sólidos no município de Sena Madureira

O município de Sena Madureira está distante 115 km de Rio Branco, capital do Estado do Acre, contando com uma população de 38.983 habitantes, de acordo com o Censo 2010, registrado pelo IBGE, com 22.356 habitantes (62% da população) na zona urbana e 13.199 habitantes (37% da população) na zona rural (ACRE, 2014).

As formas diversas de prestação dos serviços de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, no município de Sena Madureira, são executados por meio da administração direta, ou seja, por meio da Secretaria Municipal de Limpeza Urbana. Verifica-se que uma coleta eficiente depende de um bom planejamento técnico, de equipamentos específicos, pessoal treinado e da parceria entre a população e o órgão responsável pelo serviço. Do ponto de vista econômico, o planejamento e a organização de um bom sistema de coleta são fundamentais, uma vez que esta fase corresponde entre 50% a 80% do custo das operações de limpeza.

O dimensionamento e a programação da coleta domiciliar estão relacionados à disponibilidade de recursos (tipo de veículo, frota necessária, quantidade de pessoal) e à definição de como o serviço será executado (frequências, horários, roteiros, itinerários, pontos de destinação). Tais dados devem estar registrados em um Plano de Coleta.

O método de coleta utilizado no município de Sena Madureira é o de porta a porta, não dispondo de um plano de coleta com definição de equipamentos necessários, horários pré-fixados, a guarnição necessária, entre outros. Foi

observada a existência de cronogramas de coleta que trazem apenas a definição do período da coleta e dos trechos a serem percorridos. É prática que havendo resíduo disposto, o caminhão retorne para coletá-lo quantas vezes forem necessárias.

A Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico (LDNSB) descreve que os serviços de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos devem ser prestados de forma compatível com cada tipo de resíduo, classificado de diferentes formas. Apesar de a LDNSB não definir o tipo de classificação que adota, demonstra que optou pela classificação quanto à origem, pois faz referência aos resíduos sólidos urbanos, domiciliares, comerciais, industriais e de serviços de saúde (art. 3º, inc. I, alínea "c", art. 6º, art. 7º).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece que os resíduos devem ser classificados quanto a sua origem e periculosidade. Já a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), na Norma Brasileira – NBR 10004/2004, na necessidade de caracterizar os resíduos como fator determinante para seu destino final, aponta que a classificação deve ser de acordo com o grau de periculosidade, isto é: Classe I – resíduos perigosos; Classe II – resíduos não perigosos, Classe IIA – resíduos não inertes e Classe IIB – inertes.

Embora haja prescrições para se classificar os resíduos sólidos, a maioria dos municípios do Acre, classifica os resíduos somente de acordo com sua origem, ou seja, resíduos domésticos, públicos, comerciais, industriais, resíduos hospitalares ou de saúde, entulhos e resíduos da construção civil.

Por meio do Inventário de Resíduos Sólidos Industriais do Acre, Santos (2004) levantou informações em 502 empresas do Estado do Acre e concluiu que a maior parte dos resíduos industriais estão classificados como resíduos classe II (não perigosos), representando 95% dos resíduos quantificados, provenientes principalmente da indústria de alimentos e atividade madeireira, e os resíduos classe I (perigosos) representavam 5% dos resíduos, provenientes principalmente de produtos petroquímicos, captação, tratamento e distribuição de água, curtimento e outras peças de couro.

O município de Sena Madureira gera diariamente em média 34.600 t/dia de resíduos que foram classificados como: doméstico, entulho, hospitalar, comercial e ossada (conforme Tabelas 1, 2 e 3 e Figura 1).

Dentre os resíduos sólidos gerados, a maior representatividade é oriundo de

limpeza de quintais e jardins (representado pelo entulho), gerando 18,0 t/dia, seguida pelos resíduos domésticos com 14,4 t/dia e estabelecimentos comerciais com 2,0 t/dia; os resíduos hospitalares apresentam baixa representatividade. Na Figura 1 estão apresentados os percentuais representativos quanto à origem dos resíduos coletados no município de Sena Madureira.

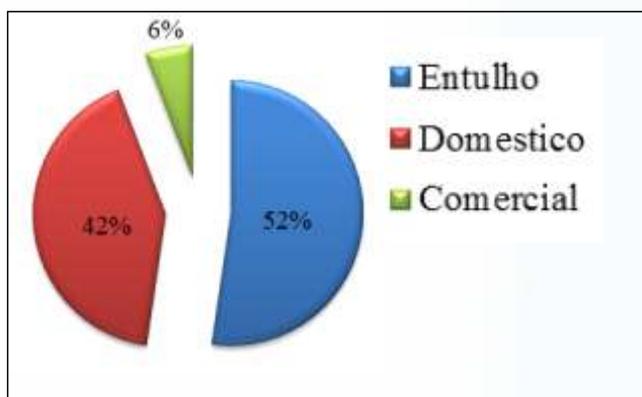


Figura 1. Percentual diário de resíduos coletados em Sena Madureira por tipologia.

Fonte: Santos, 2004.

O município de Sena Madureira não possui equipamento específico para a pesagem de seus resíduos. Os volumes coletados são estimados em função da capacidade dos caminhões ou equipamentos de coleta e do número de viagens realizadas diariamente à área de disposição final (Tabela 1).

Tabela 1. Volume semanal de resíduos coletados em Sena Madureira por tipologia.

Tipologia de resíduo	Número de viagens semanal dos coletores	Quantidade de resíduos por viagem (t)	Volume de resíduos (t)
Doméstico	48	1.800	86.400
Entulho	66	1.500	99.000
Hospitalar	05	0,2	1.000
Comercial	12	1.000	12.000
Ossada	06	0,4	2.400
Volume total de resíduos coletados semanalmente			200.800

Fonte: Santos, 2004.

Tabela 2. Volume mensal de resíduos coletados em Sena Madureira por tipologia.

Tipologia de resíduo	Número de viagens mensais dos coletores	Quantidade de resíduos por viagem (t)	Volume total de resíduos (t)
Doméstico	192	1,8	345.600
Entulho	264	1,5	396.000
Hospitalar	20	0,2	4.000
Comercial	48	10	48.000
Ossada	24	0,4	9.600
Volume total de resíduos coletados mensalmente			803.200

Fonte: Santos, 2004.

Tabela 3. Volume anual de resíduos coletados em Sena Madureira por tipologia.

Tipologia de resíduo	Número de viagens anuais dos coletores	Quantidade de resíduos por viagem (t)	Volume total de resíduos (t)
Doméstico	2.304	1,8	4.147,200
Entulho	3.168	1,5	4.752.000
Hospitalar	240	0,2	48.000
Comercial	576	1,0	576.000
Ossada	288	0,4	115.200
Volume total de resíduos coletados anualmente			9.638,400

Fonte: Santos, 2004.

Define-se tratamento de resíduos sólidos como uma série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade ou o potencial poluidor dos resíduos, seja impedindo o descarte em local inadequado, seja transformando-o em material inerte ou biologicamente estável. As principais formas de tratamento empregadas aos resíduos no Brasil são: reciclagem, compostagem, incineração e aterramento seguro.

Em Sena Madureira, os resíduos orgânicos gerados não são aproveitados, seguindo a disposição final “in natura”. Os vidros, papéis, papelão e outros similares, de igual forma não são segregados ou preparados para comercialização, uma vez que não há escalas para seu reaproveitamento. Para os metais ferrosos e não ferrosos (principalmente alumínio e cobre), a situação se modifica, uma vez que para esses materiais o valor de compra e venda são mais significativos quando comparados ao plástico, papel e papelão.

Sena Madureira dispõe seus resíduos em um lixão com capacidade esgotada, distante 7km do centro da cidade, em área própria da prefeitura. Entretanto, há um novo espaço e a gestão municipal prepara-se para iniciar o processo de contratação e elaboração do projeto executivo de construção do seu aterro sanitário.

A forma de disposição final adotada implica em riscos diretos à saúde pública e ao meio ambiente. Nos lixões, embora tenham sido locados em grandes áreas destinadas exclusivamente à disposição de resíduos, a descarga dos materiais acontece em pontos aleatoriamente localizados, havendo o espelhamento dos resíduos pela área, tornando mínimo o monte da descarga. Dessa forma, não é executada a abertura e fechamento sequencial de frentes de trabalho para as operações de descarga, tampouco se promove a cobertura do local.

Além da complexa situação do lixão *per si*, diversos problemas adicionais foram identificados, tais como: localização em área inadequada, resíduos industriais dispostos sem controle, descarga de material oriundo do abate de aves de abatedouros e animais de matadouros ou frigoríficos locais, resíduos de serviços de saúde dispostos juntamente com resíduos domésticos, reaproveitamento de materiais dispostos no lixão, ausência da utilização de EPIs nas operações de manejo de resíduos, entre outros.

Uso dos resíduos orgânicos de Sena Madureira na agricultura – compostagem de resíduos de feira livre

A crescente produção de resíduos orgânicos de feiras livres pode ser uma alternativa de enriquecimento de matéria orgânica de solos usados para fins agrícolas. A produção constante desses resíduos associada ao seu baixo custo de obtenção e manejo são atrativos para uso na agricultura em áreas de cultivo de hortaliças. Considerando que a geração e o destino de resíduos sólidos de feiras livres e mercados urbanos é um problema ambiental, o reaproveitamento contribui para o manejo e pode colaborar para o suprimento de nutrientes às plantas cultivadas em hortas urbanas.

O município de Sena Madureira conta com uma feira livre na qual agricultores familiares comercializam produtos agropecuários, gerando cerca de 2,8 toneladas por semana de resíduos sólidos. Até o momento não existe uma política de manejo e aproveitamento adequado dos resíduos gerados na feira livre do mercado municipal dos colonos.

Compostagem de resíduos da feira de Sena Madureira

A compostagem é um processo que pode ser utilizado para transformar diferentes tipos de resíduos orgânicos em adubo que, quando adicionado ao solo, melhora as propriedades físicas (estrutura, densidade), físico-químicas (umidade, pH, nutrientes) e biológicas.

A técnica da compostagem foi desenvolvida com a finalidade de acelerar com qualidade a estabilização também conhecida como humificação da matéria orgânica. Na natureza, a humificação ocorre sem prazo definido, dependendo das condições ambientais e da qualidade dos resíduos orgânicos. O uso de resíduos urbanos pode aumentar a fertilidade do solo em função do aporte de matéria orgânica, propiciando a produção de biomassa. Todavia, a melhoria da fertilidade do solo pode ser momentânea em função da qualidade dos resíduos adicionados (PASCUAL et al., 1997).

Realizou-se um trabalho de campo sobre compostagem de resíduos orgânicos da feira municipal dos colonos em Sena Madureira, Acre. Após o levantamento de informações sobre os resíduos da feira municipal, foi realizada a

escolha da área considerando os aspectos: declividade, proteção de vento e insolação direta, fácil acesso (permitindo o revolvimento da mistura e a passagem de veículos para transporte de material) e água disponível para regar a leira. Após a identificação da área para montagem da leira de compostagem, realizou-se a demarcação e capinação do local, de espaçamento médio de 1 x 1,5m. O experimento foi montado no Horto Municipal Macário Lopes.

O composto produzido com o uso da mistura dos resíduos de serrarias, feira e agroindústrias de Sena Madureira, ao final do processo de compostagem, foi ensacado e transportado à propriedade que recebeu o experimento de campo. A área está localizada na zona periurbana do município e nela são cultivadas hortaliças folhosas como alface, rúcula, couve, jambu e outras espécies.

A coleta foi realizada em três dias por semana. O volume diário era de 60 l de resíduos orgânicos. Os resíduos coletados constituem-se basicamente de restos de verduras e de frutas como laranja, limão, mamão, banana, alface, cebola, tomate, couve, mandioca, cebolinha e outros. Os resíduos maiores eram picados e todo o material não degradável era separado e não coletado. O sistema de compostagem escolhido foi o de pilhas de aeração passiva, coberta com lona preta.

A construção foi feita em forma de leiras de compostagem com sistema de aeração passiva, com monitoramento e revolvimento a cada 10 dias, além de coleta de amostras aos 90 dias. O composto obtido a partir de resíduos de feira foi comparado ao composto tradicional (palha de arroz + esterco de gado) muito utilizado entre os produtores de hortaliças de Sena Madureira.

A medição de altura da pilha ou leira foi realizada semanalmente. A cada 10 dias a pilha era revolvida e adicionava-se outros resíduos (como palha de arroz, pó de castanha, esterco de boi) para proporcionar a aceleração do processo de decomposição. Feita a primeira camada, espalhava-se sobre esta a segunda com material rico em nitrogênio (esterco), a uma altura de 5,0 cm. Esta operação era repetida de modo que a última camada sempre ficasse com material pobre em nitrogênio.

O composto foi produzido com uso de três diferentes fontes de matéria orgânica produzidas em Sena Madureira, a saber: resíduo de feira, pó de serra e resíduo de agroindústria de castanha. Os resíduos da feira foram coletados e misturados na forma de leiras com resíduo de madeira (pó de serra) e com pó de castanha na proporção de 2:1:1. A leira recebeu água diariamente e foi revirada duas

vezes por semana, por um período de dois meses.

Amostras dos compostos foram analisadas no Laboratório de Solos da Embrapa Acre no intuito de conhecer as suas principais características. A determinação da composição do composto foi realizada por meio de análises, medindo os fatores pH, P, K, Ca, Mg, H+Al, soma de bases e CTC. Os resultados das análises químicas dos compostos obtidos de palha de arroz + esterco bovino e resíduos de feira estão apresentadas nas Tabelas 4 e 5.

No campo, como testemunha de adubo orgânico, foi usado como composto padrão um substrato obtido a partir de palha de arroz e esterco bovino que apresenta a seguinte composição (mostrada na Tabela 4), preparado paralelamente com o resíduo de feira livre + serragem + pó de castanha.

Tabela 4. Análise de fertilidade do composto obtido por meio de resíduos de feira.

pH H ₂ O	P. rem.	C org.	M.O.	K	Ca	Mg	Na	Al	H+Al	Soma de Bases	CTC	V
mg/g		g/kg				cmol _c /dm ³				cmol _c /dm ³		%
6,37	38	32,6	38,9	1,2	4,6	2,8	-	-	1,2	7,8	9,8	87,7

Fonte: os autores.

Tabela 5. Análise de fertilidade do composto padrão (palha de arroz + esterco bovino).

pH H ₂ O	P. rem.	C org.	M.O.	K	Ca	Mg	Na	Al	H+Al	Soma de Bases	CTC	V
mg/g		g/kg				cmol _c /dm ³				cmol _c /dm ³		%
6,45	36,44	18,9	32,5	0,61	3,44	1,56	-	-	1,47	5,61	7,8	71,9

Fonte: os autores.

O composto (adubo orgânico) produzido com uso de restos de feira foi comparado ao utilizado nas hortaliças da referida propriedade (composto padrão). A dose utilizada no campo foi de 60t/ha.

O pH dos compostos praticamente não se diferenciou, ficando em torno de 6,37 e 6,45, ou seja, tendendo à neutralidade. Os teores de carbono orgânico total

variaram conforme o tipo dos resíduos, maiores para o composto à base de resíduos de feira, o que pode ser justificado pelo fato de ter sido acrescentado pó de serra ao composto. Conforme Budziak et al. (2004) a serragem possui maior teor de carbono porque é rica em lignina e, quando disposta no ambiente, demora mais para se decompor.

Na compostagem é comum a redução dos teores de carbono durante o processo. Isto ocorre devido a degradação da matéria orgânica ao longo do processo de compostagem. De acordo com Bernal et al. (1998) o carbono é utilizado como fonte de energia, dos quais dez partes são incorporadas ao protoplasma celular e vinte partes eliminadas como gás carbônico. Devido à rápida decomposição do composto pelos microrganismos, houve perda de carbono para o meio e com isso a incorporação de carbono na biomassa é baixa.

As bases trocáveis encontradas na maioria dos solos (Na, K, Ca e Mg) são consideradas como referência na fertilidade dos terrenos. Neste trabalho, apenas os cátions K, Ca, e Mg apresentaram resultados satisfatórios nos dois compostos. Segundo Jahnel et al. (1999) a oxidação da matéria orgânica para CO₂, realizada microbiologicamente pelo processo de compostagem, faz com que ocorra um aumento relativo nos teores de nutrientes.

Nos resultados de soma de bases (SB), foram encontrados os valores de 5,61 Cmol./dm³ para o composto padrão e 7,8 Cmol./dm³ para o composto de resíduos de feira, para a capacidade de troca de cátions (CTC) foram encontrados os valores de 7,8 Cmol./dm³ para o composto padrão e 9,8 Cmol./dm³ para o composto de feira; para saturação por bases (V%) obteve-se os valores de 71,9% para o composto padrão e 87,7% para o composto de resíduos de feira (Tabelas 4 e 5). Estes valores são considerados de médios a altos. Esta classificação está de acordo com Novais e Mello (2007) que descrevem as classes e a magnitude de algumas dessas variáveis estudadas.

Dessa forma, podemos concluir que o tratamento e análise dos elementos referentes aos serviços de limpeza urbana, no município de Sena Madureira, possibilita que sejam avaliadas as demandas, condições gerenciais e operacionais dos sistemas de manejo de resíduos sólidos, obtendo-se um diagnóstico da situação atual do referido município. Ao mesmo tempo em que este trabalho fornece subsídios para formulação do Plano Municipal de Resíduos Sólidos (PMRS), previsto na Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

A qualidade final do composto obtido mediante resíduos agroindustriais de Sena Madureira é adequada para uso agrícola (considerando os dejetos de feira livre volumosos), uma vez que os parâmetros de fertilidade analisados no composto orgânico revelaram um composto rico para uso na agricultura, apresentando requisitos e valores requeridos pela legislação ambiental.



Referências bibliográficas

- ARAÚJO, M.P.A. et al. **Gestão integrada de resíduos sólidos no Estado do Acre**: gestão associada dos serviços públicos de resíduos sólidos. Rio Branco: 2010, v.5, p.35.
- ASTOLPHO, S.M. et al. **Gestão integrada de resíduos sólidos no Estado do Acre**: rotinas operacionais. Rio Branco: 2010a, v.5, p.48.
- ASTOLPHO, S.M. et al. **Gestão integrada de resíduos sólidos no Estado do Acre**: tratamento e disposição final de resíduos sólidos. Rio Branco: 2010b, v.6, p. 48.
- BERNAL, M.P. et al. Maturity and stability parameters of compost prepared a wide range of organic waste. **Bioresources Technology**, v.63, p.191-199, 1998.
- BRASIL. Lei nº. 12.305 de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Brasília (DF): Diário. Oficial União, 2010. Disponível em: <http://www.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm>. Acesso em: 12 out. 2014.
- BRASIL. Lei nº. 11.445 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. Brasília (DF): Diário. Oficial União, 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em:12 out. 2014.
- BUDZIAK, C.R. et al. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Química Nova**, v.27, n.3, p.399-403, 2004.
- GOVERNO DO ACRE. **Acre em números**. Rio Branco. 2014. 233p.
- JAHNEL, M.C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E.J.B.N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**. Piracicaba, v.56, n.2, 1999.
- NOVAIS, R.F.; MELLO, J.W. Relação solo-planta. In: NOVAIS, R.F.; et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2007. p.91-132.
- PASCUAL, J.A. et al. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. In: **Waste Management Research**. p.103-112, 1997.
- SANTOS, R.C. **Inventário de Resíduos Sólidos Industriais do Estado do Acre**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais. Rio Branco: MMA/FNMA/SEMA, 2004. 36p. (cartilha).
- SEGALA, K. et al. **Gestão integrada de resíduos sólidos no Estado do Acre**: planos municipais. Rio Branco: 2010. v.5, p.48.



7



Luís Pedro de Melo Plese

Legislação ambiental

cápítulo 7.

Legislação Ambiental: Normas Brasileiras para Resíduos



Introdução

O crescimento da população humana mundial, aliado à busca por melhores condições quanto à disponibilidade de bens e serviços, promove intensas modificações no meio ambiente e nos meios produtivos, ocasionando, muitas vezes, aumento da produção de resíduos das mais diversas naturezas.

Esse fenômeno mundial tem resultado na criação de diversas medidas normativas quanto à disposição e utilização de resíduos, principalmente por iniciativa de legisladores da União Europeia e dos Estados Unidos. Em geral, os demais estados nacionais têm adaptado essas legislações para suas condições particulares.

Esse processo também vem ocorrendo no Brasil, consolidado pela Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a qual tem como característica a articulação institucional envolvendo União, estados e municípios, setor produtivo e sociedade civil com a definição de responsabilidades e obrigações nas diversas instâncias (BRASIL, 2010).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece os princípios gerais, objetivos, diretrizes, metas e ações que devem ser verificados no processo de gestão de resíduos. Também prevê a elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, instrumento normativo que abordará os procedimentos a serem adotados quanto aos diversos tipos de resíduos gerados, com indicação das alternativas de gestão, técnicas de gerenciamento e as metas para o monitoramento dos diferentes programas. Está também integrada com outros programas, como Planos Nacionais de Mudanças do Clima (PNMC), de Recursos Hídricos (PNRH), de Saneamento Básico (Plansab) e de Produção e Consumo da Economia Compatibilizando Crescimento Sustentável (PPCS) (BRASIL, 2010).

Ainda no tocante à proteção do meio ambiente têm-se o código das águas (Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934) (BRASIL, 2003a); o código florestal (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) (BRASIL, 2004a); a lei de crimes ambientais (Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998), que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente (BRASIL, 2003b); a Resolução do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH) nº

15, de 1/6/2001, que dá as diretrizes para a gestão integrada das águas superficiais, subterrâneas e meteóricas (BRASIL, 2001); a Portaria do Ministério da Saúde nº 518, de 25/3/2004, que estabelece procedimentos e responsabilidade relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, além de outras providências (BRASIL, 2004b); Lei nº 7.960, de 21/12/1989, que dispõe sobre a prisão temporária para crime de envenenamento de água potável, dentre outros (BRASIL, 1989); Decreto-Lei nº 1.413, de 14/8/1975, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais (BRASIL, 1975); Portaria do Ministério do Interior nº 124, de 20/8/1980, que baixa norma no tocante à prevenção de poluição hídrica, para a localização de indústrias, construções ou estruturas potencialmente poluidoras e para dispositivos de proteção (BRASIL, 1980a); Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece, ainda, condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências (BRASIL, 2005).

Quanto ao uso agrícola dos resíduos, destaca-se a Resolução nº 375/2006 do Conama que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados.

Uma vez que o uso agrícola de lodo de esgoto envolve a adição de nutrientes e matéria orgânica ao solo, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) incluiu o lodo de esgoto na Instrução Normativa nº 15, de 24 de dezembro de 2004 (em resposta ao Decreto nº 4.954), que regulamenta o registro de fertilizantes orgânicos.

Devido à diversidade de resíduos atualmente produzidos no Brasil, observa-se que o País apresenta leis que abrangem determinados tipos de resíduos tanto no âmbito estadual como federal, com especificações claras e concisas de seu uso, como a disposição do produto no ambiente. Neste capítulo serão enfatizados o lodo de esgoto, composto de lixo, resíduos madeireiros e resíduos da agroindústria, presentes em maior quantidade na Amazônia Sul-Occidental.

Legislação para composto de lixo

O composto de lixo ou composto de resíduos sólidos urbanos é um resíduo de composição predominantemente orgânica, resultante de processos de decomposição aeróbia e termofílica da fração orgânica do lixo doméstico por comunidades microbianas quimiorganotróficas existentes no próprio lixo, transformando-se, então, em fertilizantes orgânicos (ABREU, 2005).

Pires (2006a) destaca que os riscos devido ao uso agrícola do composto estão relacionados, principalmente, com compostos de lixo cuja matéria-prima apresenta contaminantes inorgânicos ou quando os processos de compostagem foram mal conduzidos. Outro problema são os metais pesados, que uma vez adicionados ao solo, podem entrar na cadeia alimentar ou acumular-se no próprio solo, no ar, nas águas superficiais, nos sedimentos e nas águas subterrâneas, além de poderem apresentar efeitos fitotóxicos. A concentração de metais pesados nos compostos de lixo pode ser variável em função do material de origem.

Os Estados Unidos e a Comunidade Europeia já apresentam regulamento que controla a presença de metais pesados nos compostos de lixo, estabelecendo limites máximos dos elementos para que o composto possa ser aplicado na agricultura (GROSSI, 1993) (Tabela 1).

Tabela 1. Limites máximos para concentração de metais pesados nos compostos de lixo adotados por alguns países da Europa para o uso agrícola, com base no material seco.

Países	Cádmio	Crômio	Cobre	Mercúrio	Níquel	Chumbo	Zinco
	mg/kg de matéria seca						
Áustria	6	300	1.000	4	200	900	1.500
Itália	10	500	600	10	200	500	2.500
Holanda	5	500	600	5	100	600	2.000
Bélgica	5	150-200	100-500	5	50-100	600-1.000	1.000-1.500

Fonte: Rajj et al. (1996).

Legislação para lodo de esgoto

Lodo de esgoto é um resíduo semissólido, resultante do tratamento dos esgotos ou de águas servidas, cuja composição predominantemente orgânica varia em função da sua origem, do sistema de tratamento do esgoto e do próprio lodo dentro das estações.

O lodo de esgoto apresenta compostos orgânicos e minerais e, segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), é classificado como fertilizante orgânico mediante a Instrução Normativa nº 15, de 24 de dezembro de 2004 (BRASIL, 2004c) em resposta ao Decreto nº 4.954, de 14 de janeiro de 2004 (BRASIL, 2004d). A Instrução Normativa nº 27, de 5 de junho de 2006 (Anexo V) define o limite máximo de contaminante que o fertilizante orgânico pode apresentar (BRASIL, 2006a). Quanto à utilização do lodo de esgoto, no Brasil, o Ministério do Meio Ambiente apresenta parâmetros para aplicar o resíduo com potencial agrícola e florestal. A Resolução nº 380, de 31/10/2006 (BRASIL, 2006c), que ratifica a Resolução nº 375/2006, define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados e dá outras providências (BRASIL, 2006b). Nessa resolução são detalhados os índices de metais pesados permitidos para a aplicação no solo (Tabela 2) e os teores aceitáveis de patógenos presentes nas amostras de resíduo (Tabela 3).

Tabela 2 - Índices de metais pesados permitidos para a aplicação no solo

Órgãos do governo	As	Ba	Cd	Pb	Cu	Cr	Hg	Mo	Zn	Se
	mg/kg									
Conama	41	1.300	39	300	1.500	1.000	17	50	2.800	100
Cetesb ¹	75	-	85	840	4.300	-	57	75	7.500	-
Distrito Federal	20	-	26	500	-	-	-	-	3.000	50
Paraná	41	1.300	39	300	1.500	1.000	50	50	2.800	100

Fonte: Fernandes e Andreoli (1997) e CETESB (1999a) e Brasil (2006a).

Tabela 3. Número de patógenos para classe A de lodo de esgoto ou produto derivado destinado à agricultura.

Órgãos do governo	Coliformes termotolerantes (NMP/g ST)	Ovos viáveis de helmintos (Nº ovos/g ST)	Salmonela (g de ST)	Vírus (UFP ou UFF/g de ST)	Cisto de protozoário (g de ST)
Conama	<10 ³	0,25	10	0,25	-
Cetesb	<2x10 ⁶	-	4	-	-
Distrito Federal	-	-	-	-	<1/4
Paraná	<10 ³	0,25	10	0,25	-

NMP: número mais provável; ST: sólidos totais; UFP: unidade formadora de placa; UFF: unidade formadora de foco. **Fonte:** Fernandes e Andreoli (1997), CETESB (1999a) e Brasil (2006a).

São Paulo é um dos poucos estados que possuem uma legislação específica para a utilização do lodo de esgoto. Nesse estado, o órgão do governo responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição é a Cetesb, a qual editou um manual técnico (CETESB, 1999a) em que descreve desde o tratamento do resíduo até a aplicação no solo. Outro parâmetro utilizado é a Lei Estadual nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente (SÃO PAULO, 1976), juntamente com a Lei Estadual nº 7.750, de 31 de março de 1992, que trata sobre a política de saneamento e da outras providências (SÃO PAULO, 1992).

No Estado do Paraná, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) tem como uma das atividades principais a proteção da qualidade ambiental. Uma das normativas desse órgão estabelece critérios para o uso agrícola do lodo de esgoto, caracterizando as áreas aptas a receber o produto como também critérios de qualidade relacionados a ele. A Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) desenvolveu um manual técnico para utilização do lodo de esgoto no estado (FERNANDES; ANDREOLI, 1997).

Os estudos sobre os efeitos da aplicação de lodo de esgoto nos solos agrícolas, nas condições edafoclimáticas brasileiras, em longo prazo, ainda são incipientes, portanto, não servem como base para uma norma nacional (PIRES,

2006b). Entretanto, como o uso agrícola do lodo de esgoto já é uma prática utilizada em algumas regiões do País, a falta de regulamentação poderia resultar em danos ambientais graves, o que justifica a normatização com base em resultados preliminares e normas de outros países. Portanto, as regulamentações existentes no País ainda se encontram num estágio inicial, devendo ser revisadas de acordo com o avanço do conhecimento sobre o tema. Esse caminho foi seguido por outros países, como os Estados Unidos, que utilizam parâmetros para o uso agrícola do lodo de esgoto (Tabela 4) (HOW..., 1995; RAIJ et al., 1996).

Na Comunidade Europeia (CE) o processo é bem regulamentado, embora exista alta controvérsia, principalmente na diretriz do lodo de 1986 (EUROPEAN UNION, 1986), cujo principal objetivo é o controle de metais pesados, considerados

Tabela 4. Concentração de metais pesados em mg/kg nos lodos de esgotos adotados por alguns países da Europa, Estados Unidos, Canadá e Austrália.

Países	Elementos										
	As	Cd	Cr	Co	Cu	Pb	Hg	Ni	Mo	Se	Zn
	mg/kg										
Austrália ¹	20	3	100	-	100	150	1	60	-	3	200
Austrália ²	60	20	500	-	2.500	420	15	270	-	50	2.500
CE	-	20	-	-	1.000	750	16	300	-	-	2.500
Itália	-	20	-	-	100	750	10	300	-	-	2.500
Suíça	-	5	500	60	600	500	5	80	20	-	2.000
Alemanha	-	15	900	-	800	900	8	200	-	-	2.500
Suécia	-	15	1.000	-	3.000	300	8	500	-	-	10.000
EUA	41	39	-	-	1.500	300	17	420	-	100	2.800

¹Lodo classificado como A da região do oeste da Austrália; ²Lodo classificado como B da região do oeste da Austrália. **Fonte:** How... (1995), Rajj et al. (1996) e Western Australian (2002).

contaminantes. A regulamentação do controle do produto é focada para o potencial de impacto ambiental na adição no solo em imediata aplicação e seus efeitos acumulativos. Na CE, acima de 40% de todo o resíduo de biossólido é reciclado na agricultura, variando de país para país. Na Espanha, França, Reino Unido e Dinamarca, por exemplo, recicla-se na agricultura mais de 50% do que é produzido.

Esses índices são importantes para esses países, pois permitem fixar limites máximos. Dessa forma, os estados membros podem ter sua legislação própria e com isso ser até mais rigorosos com valores mais restritos (CARVALHO; CARVALHO, 2001).

Legislação para lodo de curtume

De forma não específica, a legislação ambiental que trata do controle da poluição também se aplica ao resíduo proveniente de curtume. A Lei nº 6.938/1981, que dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, institui o licenciamento ambiental e a avaliação do impacto ambiental como instrumento da política (BRASIL, 2003c), e o Decreto nº 99.274/1990 regulamenta essa lei (BRASIL, 1990). O monitoramento e controle das concentrações emitidas pela indústria também estão previstos na Resolução do Conama nº 1, de 24 de janeiro de 1986 (BRASIL, 1986a), e nº 11, de 18 de março de 1986, as quais estabelecem a obrigatoriedade de realização de estudo de impacto ambiental (EIA) e relatório meio ambiente (RIMA) para as atividades poluidoras (BRASIL, 1986b), inclusive para o curtume.

Os efluentes do curtume decorrem do tratamento com crômio, para curtição do couro. Esse elemento, dependendo da oxidação, pode apresentar efeito cancerígeno (Cr +6 e Cr +5); no estado Cr +3 seu efeito tóxico é menor, dada a baixa solubilidade da oxidação. No despejo do efluente do curtume, o crômio ocorre na forma trivalente (Cr +3), porém no ambiente pode ser transformado para a forma hexavalente (Cr +6), muito mais tóxica e solúvel. Por isso, há necessidade de determinar a concentração e a forma de Cr no efluente para liberá-lo no ambiente. Freitas & Melnikov (2006), por exemplo, encontraram teores de crômio acima do permitido pela Resolução nº 357/2005, que autoriza a liberação de efluente final lançado quando apresentar concentração abaixo de 0,5 mg/L (BRASIL, 2005).

No caso do lodo de curtume, os estados de São Paulo e Rio Grande do Sul criaram cada um sua legislação que dispõe das formas de uso adequado desse resíduo. Em São Paulo, a Cetesb estabelece a utilização do lodo de curtume em áreas agrícolas, proibindo o uso de resíduo proveniente dos banhos de curtimento por apresentarem alto teor de cromo (CETESB, 1999b). Pacheco (2005) criou o conceito de produção limpa que são algumas práticas e tecnologias alternativas menos poluidoras da indústria de curtume e que poderia ser adotado como uma medida na legislação federal.

Já no Estado do Rio Grande do Sul a Lei nº 921, de 27/7/1993, estabelece no artigo 6º que devem ser obedecidos os critérios e as normas da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam), órgão que tem regras específicas para a aplicação do lodo de curtume, sendo determinados os teores máximos de metais contidos no resíduo.

Países desenvolvidos vêm apresentando a tendência de não aceitar tecnologias que sejam potencialmente problemáticas para seus territórios, e com isso acabam por deslocá-las para países em desenvolvimento. A Europa, por exemplo, tem adotado uma regulamentação com algumas recomendações que estão promovendo a transferência da etapa mais problemática da produção de couro, com uso de cromo, para países em desenvolvimento, enquanto a parte lucrativa das operações continua sendo realizada nos países europeus (FREITAS; MELNIKOV, 2006).

Legislação para manipueira

A manipueira, resíduo líquido de cor amarela, resultado da prensagem da mandioca durante a fabricação da farinha, apresenta características químicas que inviabilizam seu descarte em curso d'água, conforme o artigo 21 da Resolução nº 20/1986 do Conama (Tabela 5) (BRASIL, 1986c).

A Cetesb, em São Paulo, é o órgão que impõe rígida normatização sobre a liberação de efluentes na água (SILVA et al., 1996).

Tabela 5. Parâmetros químicos do resíduo de manipueira e o teor de resíduos exigidos pelo Conama para serem liberados no curso d'água.

Parâmetros químicos	Resíduo de manipueira	Teor de resíduo exigido pelo Conama liberado nos mananciais
pH	6,79	5 a 9
Oxigênio dissolvido (mg/kg)	4,83	-
Cianeto livre (mg/kg)	11,50	0,2
Demanda química de oxigênio (mg/kg)	4.810,00	-
Fósforo total (mg/kg)	2.573,75	-
Ortofosfato (mg/kg)	916,72	-
Nitrogênio total (mg/kg)	7,49	-
Ferro (mg/kg)	0,41	15
Zinco (mg/kg)	0,71	5,0

Embora existam as regulamentações sobre resíduos de efluentes, ainda não é possível falar em manejo de resíduos da industrialização da mandioca no Brasil (CEREDA, 1994). Para ser liberada no ambiente aquático, a manipueira necessita de tratamentos que reduzam os seus valores àqueles estabelecidos pelo Conama. Entretanto, o tratamento é considerado como perda de um material rico que pode ser reaproveitado das mais diferentes formas, tais como fertilizante natural, substituindo os agrotóxicos, produção de vinagre para uso doméstico e comercial, produção de sabão e de tijolos nas comunidades e/ou mesmo na indústria da mandioca, gerando produtos secundários (SILVA et al., 2003).

É comum o descarte de manipueira em cursos d'água na Amazônia Sul-Occidental.

Alves (2010) avaliou o uso de manipueira como fonte de K para as culturas de rúcula e alface e verificou efeitos significativos na produção de hortaliças. Outros experimentos devem ser realizados para a normatização desses resíduos na agricultura.

Legislação para vinhaça ou vinhoto

A vinhaça é um resíduo da produção de álcool, rico em matéria orgânica e K, além de conter outros nutrientes, e o vinhoto é um resíduo proveniente da agroindústria das usinas de cana-de-açúcar. Segundo a Portaria nº 323, de 29/11/1978, lançada pelo Ministério do Interior, a partir da safra 1979–1980 (BRASIL, 1980b), fica proibido o lançamento direto ou indireto do vinhoto, em qualquer coleção hídrica, pelas destilarias de álcool instaladas ou que venham a se instalar no País. A Portaria nº 158, de 3/11/1980 (BRASIL, 1980c), dispõe sobre o lançamento em coleções hídricas e sobre efluentes de destilarias de usinas de açúcar.

No Estado de São Paulo, onde se encontra o maior centro sucroalcooleiro do País, a Cetesb elaborou uma legislação específica para aplicar o vinhoto no solo (CETESB, 2006).

Legislação para resíduos madeireiros

Os resíduos madeireiros têm diversos destinos, entre eles o uso como fonte de energia para as caldeiras de olarias e padarias, fabricação de cabo de vassoura, sarrafeado, caixotaria, fogo e lixo (SALES-CAMPOS et al., 2000). Embora existam algumas alternativas, é difícil o uso dos resíduos para gerar um menor impacto ambiental, pois grande parte das madeireiras é de pequeno e médio porte e está localizada em áreas de difícil acesso, como é o caso de cidades da Amazônia. Outro problema bastante sério é a falta de conscientização por parte dos empresários que não se prontificam a colaborar, além da inexistência de uma legislação específica.

No Estado do Acre foi realizado um inventário de resíduos sólidos industriais que permitiu saber a origem, natureza, quantificar e, principalmente, incentivar o setor madeireiro a desenvolver tecnologia mais limpa. Dessa forma, o inventário torna-se um instrumento que ajudará o estado a exercer sua função na elaboração de diretrizes para o gerenciamento e controle de resíduos produzidos pela indústria madeireira. Como também, permitirá a atuação proativa do Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac), por meio de fiscalização e monitoramento das atividades potencialmente impactantes, como forma de prevenir a ocorrência de danos ambientais (ACRE, 2004).

Conclusões

Para a gestão sustentável dos resíduos na região da Amazônia Sul-Occidental, ainda há necessidade de uma legislação estadual complementar à federal no que se refere à utilização na agricultura e/ou eliminação nos recursos hídricos e/ou no solo.

Além disso, pesquisas devem ser conduzidas para verificar o comportamento dos resíduos, nas condições de clima, solos e temperatura na Amazônia, quanto à dinâmica da matéria orgânica e nutrientes mineralizados, patógenos e metais pesados.

Também é importante avaliar alternativas tecnológicas, como o processo de pirólise parcial do carbono, para reduzir a geração de resíduo e aumentar o tempo de persistência do carbono no solo, e avaliar a relação custo-benefício da utilização dos resíduos na agricultura em comparação com os fertilizantes químicos.



Referências bibliográficas

ABREU, C. A. J.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J. C. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos Ciência do Solo**, v. 4, p. 391-470, 2005.

ACRE. **Inventário de resíduos sólidos industriais do Estado do Acre**: informações básicas. Rio Branco: MMA: FMA: SEMA, 2004. 32 p.

ALVES, L. S. **Efeitos nas propriedades químicas e microbiológicas do solo na utilização de manípueira no cultivo de alface e rúcula**. 2010. 90 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC.

BRASIL. Código de águas. In: AGUIAR, P. R. M. de. (Org.). **Código de águas**: e legislação correlata. – Brasília: Senado Federal, 2003a. p. 19-54. (Coleção ambiental, v. 1).

BRASIL. **Código florestal e normas correlatas**. Brasília, DF: Senado Federal, 2004a. 146 p. (Coleção ambiental, v. 4).

BRASIL. **Decreto de lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975**. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. Disponível em: <<http://www6.senado.gov.br/legislacao/ListaPublicacoes.action?id=122915>>. Acesso em: 20 de out. 2008.

BRASIL. Decreto nº 4.954 de 14 de janeiro de 2004. Aprova o regulamento da lei 6894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura, e dá outras providências. 2004d. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 jan. 2004. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d4954.htm>. Acesso em: 20 de out de 2008.

BRASIL. Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 7 jun. 1990. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=328>>. Acesso em: 16 jan. 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 12 jan. 2009.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. In: AGUIAR, P. R. M. de. (Org.). **Código de águas**: e legislação correlata. – Brasília: Senado Federal, 2003c. p. 59-70. (Coleção ambiental, v. 1).

BRASIL. **Lei nº 7.960, de 21 de dezembro de 1989**. Dispõe sobre prisão temporária. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7960.htm. Acesso em: 20 ago. 2008.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. In: AGUIAR, P. R. M. de. (Org.). **Código de águas**: e legislação correlata. – Brasília: Senado Federal, 2003b. p. 107-123. (Coleção ambiental, v. 1).

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa nº 15, de 22 de dezembro de 2004. Aprova as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 dez. 2004c. Seção 1, p. 8.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução normativa nº 27, de 5 de junho de 2006. Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 jun. 2006a. Seção 1, p. 15.

BRASIL. Ministério do Interior. **Portaria Minter nº 124, de 20 de agosto de 1980**. Estabelece normas para a localização de indústrias potencialmente poluidoras junto às coleções hídricas. 1980a. Disponível em: <<http://www.ima.al.gov.br/legislacao/arquivos/portarias-ministeriais/Portaria%20nb0%20124.80.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. Ministério do Interior. **Portaria nº 158, de 3 de novembro de 1980**. Dispõe sobre a proibição do lançamento direto ou indireto do vinhoto em coleção hídrica. 1980c. Disponível em: <<http://www.ipef.br/legislacao/bdlegislacao/detalhes.asp?Id=272>>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. Ministério do Interior. **Portaria nº 323, de 29 de novembro de 1978**. Dispõe sobre o controle do lançamento de vinhoto em coleção hídrica. 1980b. Disponível em: <<http://www.ipef.br/legislacao/bdlegislacao/detalhes.asp?Id=267>>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. 2004b. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. Resolução CNRH nº 16, de 8 de maio de 2001. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 14 maio 2001. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/sitio/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=62&Itemid=>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 fev. 1986a. Seção 1, p. 2548-2549. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>>. Acesso em: 16 jan. 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 11, de 18 de março de 1986. Dispõe sobre alteração da resolução 01/86. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 maio 1986b. p. 6346. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=34>>. Acesso em: 16 jan. 2009.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de julho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 jul. 1986c. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=43>>. Acesso em: 16 jan. 2009.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 ago. 2006b. Seção 1, p. 141-146. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>>. Acesso em: 20 out. 2008.

BRASIL. Resolução nº 380, de 31 de agosto de 2006. Retifica a Resolução CONAMA nº 375/06 – Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 31 out. 2006c. Seção 1, p. 59. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=514>>. Acesso em: 20 out. 2008.

CARVALHO, P. C. T.; CARVALHO, F. J. P. C. Legislação sobre biossólido. In: TSUTIYA, M. T.; COMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 209-226.

CEREDA, M. P. **Caracterização dos resíduos da industrialização da mandioca**. In: **Resíduos da industrialização da mandioca no Brasil**. São Paulo: Editora Paulicéia, 1994. p. 11-50.

CETESB. **Aplicação de lodo de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critérios de projeto e operação**: Norma P4.230. São Paulo, 1999a. 32 p.

CETESB. **Lodos e curtumes: critérios para o uso em áreas agrícolas e procedimentos para apresentação de projetos**: manual técnico P4.233. São Paulo, 1999b. 35 p.

CETESB. **Vinhaça**: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. PA.231. dez. 2006. 12 p

EUROPEAN UNION. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. **Official Journal**, L. 181, 4 Jul. 1986, p. 6-12. Disponível em: <<http://eur-Lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31986L0278:EN:NOT>>. Acesso em: 10 ago. 2008.

FERNANDES, F.; ANDREOLI, C. V. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: SANEPAR, 1997. 96 p.

FREITAS, T. G. M.; MELNIKOV, P. O uso e os impactos da reciclagem de cromo em indústrias de curtume em Mato Grosso do Sul, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 4, p. 305-310, out./dez. 2006.

GROSSI, M. G. L. **Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usina de compostagem brasileira de lixo doméstico através da determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas**. 1993. 222 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

HOW the biosolids risk assessment results were used in the part 503 rule. In: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A guide to the biosolids risk assessments for the EPA: part 503 rules**. 1995. cap. 5. Disponível em: <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/upload/2002_06_28_mtb_biosolids_503rule_503g_ch5.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2009.

PACHECO, J. W. F. **Curtume**. São Paulo: CETESB, 2005. 76 p. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 12 jan. 2009.

PIRES, A. M. M. **Uso agrícola do composto de lixo benefício ou prejuízo?** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 2006a. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Pires_compostolD-CuG2uuX4Ti.pdf>. Acesso em: 02 set. 2011.

PIRES, A. M. M. Uso agrícola do lodo de esgoto: aspectos legais. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006b. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Pires_lodoID-OL1Y8Wo2Vx.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2009.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubações e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas, SP: Instituto Agronômico de Campinas, 1996. 285 p. (Boletim técnico, 100).

SALES-CAMPOS, C.; ABREU, R. L. S.; VIANEZ, B. F. Indústria madeireira de Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 20, n. 2, p. 319-331, 2000.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 997, de 31 de maio de 1976**. Dispõe sobre controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/lei_997_1976.pdf>. Acesso em: 20 out. 2008.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 7.750, de 31 de março de 1992**. Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento, e dá outras providências. Disponível em: <http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/leis/1992_Lei_Est_7750.pdf>. Acesso em: 20 out. 2008.

SILVA, F. F. et al. Flutuação das características químicas do efluente industrial de fecularia de mandioca. **Acta Scientiarum: Agronomy**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 165-175, 2003.

SILVA, J. R. et al. Agroindústria de farinha de mandioca nos estados de São Paulo e do Paraná, 1995. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 26, n. 3, p. 69-83, 1996.

WESTERN AUSTRALIAN. **Guidelines for direct land application of biosolids and biosolids products**. February, 2002. 33 p. Disponível em: <http://www.public.health.wa.gov.au/cproot/1335/2/WA_Guidelines_Biosolids.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2009.





EDITORA IFAC
Conselho Editorial /CONED/IFAC
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre
Fonte principal: Calibri
Tipo de papel do miolo: Offser 75 gramas
Impresso por meio de Contrato XX/2015
OS 2015/XXX
Rio Branco/AC, Julho de 2015







www.ifac.edu.br

Biblioteca Virtual em Educação,
Ciência e Tecnologia do IFAC
www.ifac.edu.br/bvifac