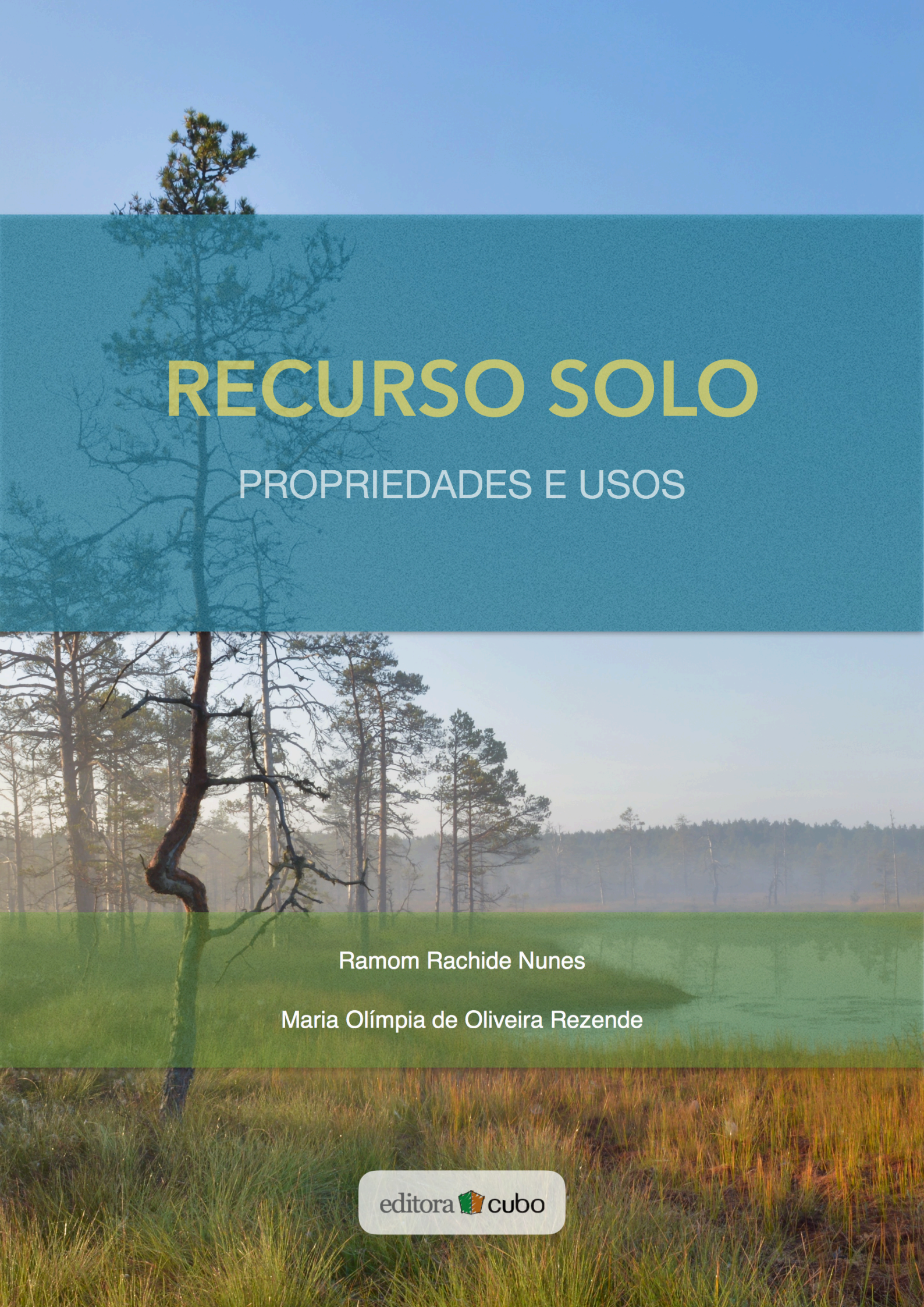


RECURSO SOLO

PROPRIEDADES E USOS

Ramom Rachide Nunes

Maria Olímpia de Oliveira Rezende

editora cubo

RECURSO SOLO

PROPRIEDADES E USOS

RECURSO SOLO

PROPRIEDADES E USOS

Ramom Rachide Nunes

Maria Olímpia de Oliveira Rezende

Universidade de São Paulo
Instituto de Química de São Carlos
Departamento de Química e Física Molecular

São Carlos, SP

editora cubo

© 2015
Qualquer parte desta publicação pode ser reproduzida, desde que citada a fonte.
Todos os direitos desta edição são reservados aos Autores.

Recurso solo : propriedades e usos / Ramom Rachide Nunes e Maria Olímpia Oliveira Rezende (organizadores). – 1. ed. . – São Carlos : Editora Cubo, 2015.

E-BOOK
EPUB
ISBN 978-85-60064-65-6

1. Solos. I. Nunes, Ramom Rachide, org. II. Rezende, Maria Olímpia Oliveira, org.

Aos meus pais João e Leide, pela educação e incentivo que sempre recebi.

Aos meus irmãos Rôney e Renata, dedico.

Ramom Rachide Nunes

Dedico à minha primeira professora Clélia Maluf, aos professores do IEE Conde José Vicente de Azevedo, aos professores do Instituto de Química da Universidade de São Paulo, em especial ao Prof. Paschoal Senise e ao Prof. Jaim Lichtig, e aos meus pais, - os grandes responsáveis pela minha educação.

Dedico aos meus alunos, responsáveis por me tornarem merecedora do título de professora.

Dedico às minhas filhas Paula e Fernanda, responsáveis pelo meu constante aprendizado.

Maria Olímpia de Oliveira Rezende

A natureza não faz nada em vão

Aristóteles

OS AUTORES



RAMOM RACHIDE NUNES

Doutor em Química Analítica e Inorgânica pela Universidade de São Paulo (USP) e Università degli Studi di Milano (Itália), desenvolve estudos relacionadas à química das substâncias húmicas presentes em solos e vermicompostos. Possui mestrado na mesma área, também na USP e Universidade de Coimbra (Portugal), onde desenvolveu estudos relacionados à dinâmica de poluentes orgânicos no ambiente. É graduado em Química pela Universidade Federal de Lavras (UFLA - MG). Atua nos seguintes temas: química do solo, química das substâncias húmicas, vermicompostagem, aproveitamento de resíduos agroindustriais, validação de métodos analíticos e métodos cromatográficos de análise.



MARIA OLÍMPIA DE OLIVEIRA REZENDE

Possui bacharelado e licenciatura em Química pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo (USP) e doutorado em Química (Química Analítica com ênfase em Química Ambiental) pela mesma universidade. Foi professora visitante da University of Oklahoma (Estados Unidos) e da Université de Nantes (França). Atualmente é professora associada da USP, no Instituto de Química de São Carlos (IQSC). Tem experiência na área de Química, com ênfase em Análise de Traços e Química Ambiental, atuando nos seguintes temas: química do solo, química das substâncias húmicas, vermicompostagem, aproveitamento de resíduos agroindustriais, validação de métodos analíticos, métodos cromatográficos de análise, tratamento de efluentes e bioerbicidas.

OS AUTORES CONVIDADOS



EDUARDO BESSA AZEVEDO

Engenheiro Químico e licenciado em Química pela UERJ. Mestre e doutor em engenharia química pelo PEQ/COPPE/UFRJ. Atua há mais de 20 anos na área de meio ambiente, tendo ministrado as disciplinas Química Ambiental, Fundamentos dos Processos Ambientais, Poluição Hídrica, Química Ambiental das Águas, Ciclos Biogeoquímicos e Resíduos Químicos: coleta, tratamento e descarte, em diversas instituições de ensino. Atualmente é professor do IQSC/USP.



ANTÔNIO CARLOS DE AZEVEDO

Engenheiro Agrônomo pela FCAVJ/UNESP, M.Sc. em Ciência do Solo pela UFRGS, Ph.D. em Agronomia pela Purdue University (EUA) e Pós Doutor pela ESALQ-USP. Professor na UFSM de 1993 a 2007 e na ESALQ-USP desde 2007. Realiza pesquisas na área de mineralogia de solos, com ênfase em saprolito e remineralizadores. Coordena os programas Solo na Escola (educação sobre solos no ambiente escolar) e Ponte (Ensino Médio e Universidade).



YURI LOPES ZINN

Engenheiro Forestal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV - MG, 1993), mestre em Agronomia pela Universidade de Brasília (UnB, 1998), e doutor em Ciência do Solo pela The Ohio State University (EUA, 2005). Atuou em gestão de C&T na Capes, e desde 2009 atua na Universidade Federal de Lavras (UFLA - MG), investigando mecanismos de retenção de carbono orgânico do solo, solos florestais, e pedologia tropical.



HELIO DO PRADO

Graduação pela ESALQ/USP (1976), mestrado em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade de São Paulo (1986) e doutorado em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade de São Paulo (1993) . Atualmente é pesquisador do Instituto Agronômico de Campinas (IAC). Tem experiência na área de Agronomia, com ênfase em Ciência do Solo. Atuando principalmente nos seguintes temas: classificação, gênese, morfologia e levantamento de solos.



RENATA COLOMBO

Bacharelou-se em Química e obteve o grau de doutora em Química Analítica, ambos pelo Instituto de Química de São Carlos (IQSC/USP). Atuou em vários projetos científicos, em colaboração com pesquisadores do IQSC/USP, IQ/UNESP, UNIL (Suiça) e Waters Corporation. Atualmente é docente da Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH/USP), atuando nas subáreas de instrumentação analítica (com ênfase em separações), produtos naturais, química verde e ambiental.



DANIEL VIDAL PÉREZ

Graduado em Agronomia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (1987) onde realizou, também, o Mestrado em Ciência do Solo (1990). Em 2002, concluiu o doutorado em Química Analítica Inorgânica pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Desde 1990 é pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), atuando na área de Química do Solo.



OSNI JOSÉ PEJON

Graduado em Geologia pela Universidade Estadual Paulista (UNESP), com mestrado e doutorado em Geotecnia pela Universidade de São Paulo (USP). Pós-Doutorado no Laboratoire Central Des Ponts et Chaussèes (França). Atualmente é Professor Titular do Departamento de Geotecnia da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Tem atuado na área de geotecnia, com ênfase em erosão, mapeamento geotécnico e geoambiental, propriedades geotécnicas de argilominerais e geologia de engenharia.



VALÉRIA GUIMARÃES SILVESTRE RODRIGUES

Graduada em Geologia pelo Instituto de Geociências (IGc) da Universidade de São Paulo (USP), com mestrado e doutorado em Geoquímica pela Universidade de São Paulo (USP). Pós-Doutorado pela Universidade Estadual Paulista (UNESP). Atualmente é Professora Doutora do Departamento de Geotecnia da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (EESC/USP). Possui experiência na área de geociências, com ênfase em geologia e geotecnia ambiental.



OSCAR DOS SANTOS NETO

Graduado em Engenharia de Agrimensura e em Engenharia Civil. Atualmente é engenheiro técnico responsável pelo Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia, da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP)



PÉROLA DE CASTRO VASCONCELLOS

Formada em Engenharia Química (Faculdade de Engenharia Química de Lorena). Possui mestrado pela Escola Politécnica (USP) e doutorado em Química pelo Instituto de Química (USP). Realizou um doutorado sanduíche no Instituto de Poluição Atmosférica Italiano (Roma) e pós-doutorado no Centro Nacional de Pesquisas da Atmosfera em Boulder (Estados Unidos). Atualmente é professora no Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQ/USP).



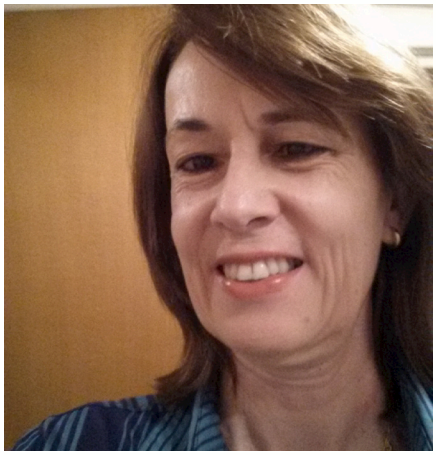
MARIA CRISTINA SOLCI

Possui graduação em Química pela Universidade Estadual de Londrina (UEL - PR) e doutorado em Química pela Universidade de São Paulo (IQ/USP). Em seu doutorado foi bolsista do DAAD na Universidade de Dortmund (Alemanha). Atualmente é Professora Associada da UEL atuando em trabalhos envolvendo a Cromatografia e Química Atmosférica. Coordena o LACA (Laboratório de Análise Cromatográficas e Ambientais) que integra o INCT de Energia e Ambiente.



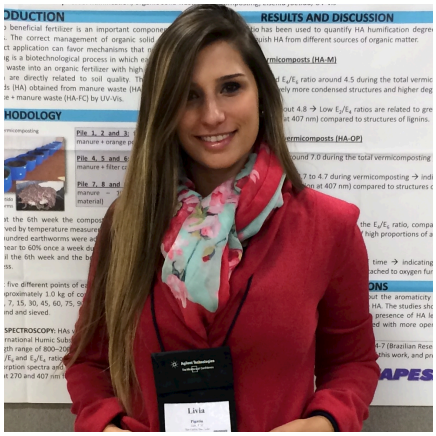
TONY JARBAS DA CUNHA

Possui graduação em Agronomia pela Faculdade de Agronomia do Médio São Francisco (1985), mestrado em Geoquímica e Meio Ambiente pela Universidade Federal da Bahia (1992) e doutorado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2005). É pesquisador na EMBRAPA Semiárido. Tem experiência nos temas: zoneamentos agroecológicos, estudos edafo-ambientais, substâncias húmicas, solos antropogênicos.



MARIA LAURA TURINO MATTOS

Graduada em agronomia pela Universidade Federal de Pelotas (UFPel - RS), Mestrado em Ciências também pela UFPel e Doutorado em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS - RS). Atualmente é pesquisadora da EMBRAPA Agropecuária. Tem experiência na área de Agronomia, com ênfase em microbiologia do solo, membro da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), Sociedade Brasileira de Microbiologia (SBM) e Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado (SOSBAI).



LIVIA BOTACINI FAVORETTO PIGATIN

Bacharel em Química pela Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL - MG, 2008). Mestre em Química Analítica pela Universidade de São Paulo (IQSC/USP, 2011), realizou pesquisa na Embrapa Instrumentação relacionada a influência de compostos orgânicos na produção vegetal e fertilidade do solo. Doutora em Química Analítica pela Universidade de São Paulo (USP), realiza pesquisa relacionada à vermicompostagem, matéria orgânica de solos e caracterização de substâncias húmicas.



LUCIANO PASQUALOTO CANELLAS

Agrônomo formado pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM - RS), possui mestrado e doutorado em Ciências do Solo pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Realizou estágio pós doutoral na Università degli Studi di Napoli Federico II (Itália) onde desenvolveu pesquisa em conjunto com Prof. Alessandro Piccolo. Atualmente é professor da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENJ). Tem experiência em caracterização da matéria orgânica e efeitos fisiológicos de substâncias húmicas.



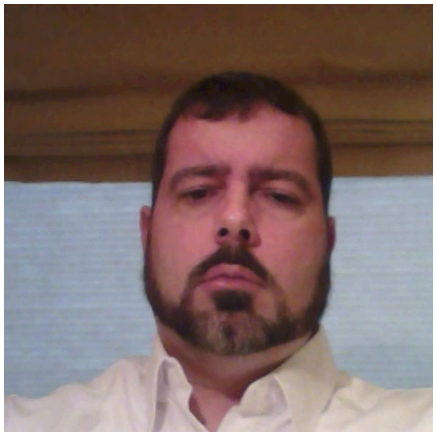
ETELVINO HENRIQUE NOVOTNY

Graduação em Agronomia pela UFPR, mestrado em Ciências do Solo pela UFPR, doutorado em Química pela Universidade de São Paulo, pós-doutorado pela University of Limeric (Irlanda) e pós-doutorado pela Universidade de São Paulo. Atualmente é pesquisador A da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Atua nas áreas de química e física, com ênfase em espectroscopia de RMN, RPE, fluorescência e infravermelho, aplicada à análise de solos.



LUIZ ALBERTO COLNAGO

Graduação em Farmácia pela Faculdade de Farmácia e Bioquímica do Espirito Santo, mestrado e doutorado em química pelo Instituto Militar de Engenharia (IME - RJ). Pós doutorado em RMN em estado sólido pela Universidade da Pensilvânia (EUA). Atualmente é pesquisador da EMBRAPA Instrumentação, atuando nas áreas de instrumentação, química analítica e físico-química, com ênfase em espectroscopia de RMN aplicada na análise de matéria orgânica de solos.



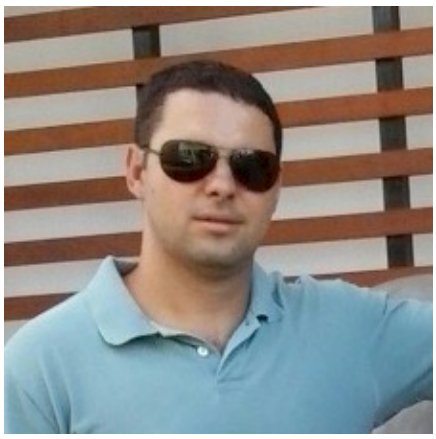
GABRIEL MAURÍCIO PERUCA DE MELO

Graduado em Zootecnia pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária (UNESP Jaboticabal) com doutorado direto em Zootecnia pela mesma instituição. É professor na Universidade Camilo Castelo Branco (Unicastelo), campus de Descalvado e, recentemente, atua no campus de Fernandópolis. Participa de projetos de pesquisa com o Prof. Dr. Wanderley José de Melo, no Laboratório de Biogeoquímica da UNESP campus de Jaboticabal, como pesquisador Funep.



MARCIO KOITI CHIBA

Engenheiro Agrônomo, formado pela FCAV/UNESP (Jaboticabal - SP); possui mestrado em Ciência do Solo pela FCAV/UNESP; doutorado em Solos e Nutrição de Plantas (ESALQ/USP) e pós-doutorado em Modelagem de sistemas agrícolas e ambientais. Pesquisador do Centro de Solos e Recursos Ambientais do Instituto Agronômico (IAC). Atualmente está realizando pesquisas sobre processos biogeoquímicos no balanço de nutrientes em agroecossistemas.



ERIC VICTOR DE OLIVEIRA FERREIRA

Engenheiro agrônomo graduado pela Universidade Federal de Lavras (UFLA - MG), mestre em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Viçosa. Atualmente realiza pós-doutoramento na Universidade de São Paulo (ESALQ/USP), com foco em fontes alternativas de potássio e eficiência no uso da água em plantio de eucalipto.



WANDERLEY JOSÉ DE MELO

Eengenheiro Agrônomo formado pela USP. Mestre e doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela mesma instituição. Livre-Docente e Adjunto pela UNESP. Professor Titular em Biogeoquímica aposentado, Professor Voluntário no Departamento de Tecnologia da FCAV/UNESP. Pesquisador 1A do CNPq.



LADISLAU MARCELINO RABELLO

Graduação em Engenharia Elétrica pela Fundação Educacional de Barretos, mestrado e doutorado em Engenharia Elétrica pela Universidade de São Paulo. Atualmente é pesquisador A da EMBRAPA Instrumentação (São Carlos - SP), onde atua no desenvolvimento de sistemas eletrônicos aplicados a pesquisa agropecuária e no tema em Agricultura de Precisão voltado a sistemas de medidas de condutividade elétrica do solo.



AURÉLIO VINICIUS BORSATO

Graduação em Agronomia pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG - PR), mestrado e doutorado em Agronomia (Produção Vegetal) pela Universidade Federal do Paraná (URPR - PR), com parte desenvolvida na Univesità degli Studi di Firenze (Itália). Atualmente é pesquisador da EMBRAPA PANTANAL na área de bioprospeção de medicinais, aromáticas, condimentares e ornamentais.



WAGNER LUIZ POLITO

Docente do IQSC/USP desde 1976, é Químico Analítico pela FFCLRP/ USP (1972). Apresentou seu Mestrado em 1975 e doutorado em 1983, ambos no Departamento de Química Fundamental do IQ/USP. Atualmente dedica-se ao tema Bio-Energia e Bio-Materiais, desenvolvimento de produtos e processos para agricultura orgânica e biodinâmica e atua na área de desenvolvimento de insumos agrícolas para liberação controlada de nutrientes.



BRUNO SANTOS DE PAULA

Bacharel e mestre em química pela Universidade de São Paulo, desenvolve pesquisa na EMBRAPA Instrumentação (São Carlos - SP), atuando nos seguintes temas: avaliação de solos e caracterização da matéria orgânica. Participa de atividades de extensão no campo, fazendo parte do coletivo ViDA (Vivências e Discussões em Agroecologia) e do corpo de membros da Associação Veracidade, que tem por objetivo o fomento e difusão da Permacultura e Agroecologia.



VALDIR SCHALCH

Engenheiro Químico (Escola Superior de Química/Oswaldo Cruz), mestre e doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento (EESC/USP). Foi professor visitante na Universidade de Nebraska/Lincoln (EUA). Docente da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP) e coordenador do Núcleo de Estudo e Pesquisa em Resíduos Sólidos. Atua principalmente nas áreas de saneamento básico e ambiental, com ênfase em resíduos sólidos.



LUCIANA MIYOKO MASSUKADO

Formada em Engenharia Civil pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar - SP), mestre em Engenharia Urbana (UFSCar) e doutora em Ciências da Engenharia Ambiental (USP). Docente do Instituto Federal de Brasília (IFB) e atualmente ocupa o cargo de Pró-Reitora de Pesquisa e Inovação. Atua nas linhas de pesquisa: gestão de resíduos, saneamento ambiental e reaproveitamento de resíduos agropecuários.



FERNANDA BENETTI

Possui graduação em Química pela Universidade de São Paulo (IQSC/USP). Durante a graduação desenvolveu trabalho sobre a contaninação de águas de pesque-pagues com microcistina-RR.
Obteve os títulos de mestre e doutora pela mesma instituição, onde trabalhou com avaliação de xenobióticos orgânicos em solo e sua interação com organismos vivos (minhocas *Eisenia fetida*).



LEANDRO ANTUNES MENDES

Graduado em Química pela Universidade Federal de Lavras (UFLA - MG), atuado na área de Química e Toxicologia Ambiental. Tornou-se mestre em ciências pela Universidade de São Paulo, atuando na área de remediação de solos contaminados com elementos tóxicos. Realizou seu doutorado no Laboratório de Química Ambiental (LQA/USP) onde desenvolveu pesquisas com reaproveitamento de resíduos orgânicos para produção de biofertilizantes para uso agrícola.



MARA MERCEDES DE ANDRÉA

Bióloga, mestrado em Energia Nuclear na Agricultura e doutorado em Tecnologia Nuclear, pela Universidade de São Paulo (USP). Foi docente visitante no Programa de pós-graduação em Ecologia Geral (IB/USP) e aposentou-se no Instituto Biológico (IB - SP). Iniciou no Brasil as pesquisas com minhocas como bioindicadoras de efeitos ecotoxicológicos de agrotóxicos em solos, tais como, bioacumulação, rejeição e reprodução de minhocas *Eisenia andrei.*



WILSON TADEU LOPES DA SILVA

Bacharel em Química com mestrado e doutorado em Química Analítica (IQSC/USP), com foco em Química Ambiental. É pesquisador da Embrapa Instrumentação (São Carlos - SP) com foco em caracterização da matéria orgânica do solo, bem como caracterização, tratamento e reciclagem de resíduos na agricultura.



MARIA DIVA LANDGRAF

Responsável técnica e pesquisadora do Laboratório de Química Ambiental (IQSC/USP). Mestrado e doutorado em Química (Química Analítica) pela Universidade de São Paulo. Atualmente, atua na área de Química Analítica, com ênfase em análise de traços e Química Ambiental, principalmente nas seguintes áreas: cromatografia, ácidos húmicos e vermicompostagem.



ANTÔNIO PEDRO DA SILVA SOUZA FILHO

Engenheiro Agrônomo formado pela Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA - PA); Mestrado pela Universidade Federal de Lavras (UFLA - MG); e Doutorado pela Universidade Estadual Paulista (UNESP). É pesquisador da Embrapa Amazônia Oriental, lotado no Laboratório de Agroindústria, com atuação na área de prospecção de moléculas com potencial para a produção de biodefensivos agrícolas.



ANDRÉ HENRIQUE ROSA

Bacharel em Química, mestre e doutor em Química Analítica e pós-doutor em Química Ambiental pelo Instituto de Química da UNESP. Estágios doutoral e pós-doutoral de curta duração na área ambiental no Institute of Spectrochemistry and Applied Spectroscopy (ISAS) Dortmund (Alemanha) e no Department of Environmental Sciences da University of Califórnia-Riverside (EUA). Atualmente é Professor Livre Docente da UNESP - Campus Sorocaba.



JUSSARA APARECIDA DE OLIVEIRA COTTA

Bacharelado e licenciatura em Química pela Universidade Federal de Viçosa (UFV - MG), mestrado e doutorado em química pela Universidade de São Paulo. Atualmente é professora da Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG). Tem experiência na área de química com ênfase em análise de traços e Química Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: métodos analíticos, análise de metais e compostos orgânicos em sedimentos e solo, vermicompostagem e ácidos húmicos.



CARLOS ROBERTO MONTEIRO DE ANDRADE

Arquiteto, urbanista e bacharel em Ciências Sociais pela Universidade de São Paulo. Mestre e doutor em arquitetura e urbanismo pela FAUUSP. Pós-doutorado junto ao Politecnico di Milano (Itália). Docente junto ao Instituto de Arquitetura e Urbanismo da USP. Coordenador do Urbis – Grupo de Pesquisa em História da Cidade, da Arquitetura e da Paisagem. Editor-executivo da Revista Risco, do IAU-USP. Recebeu, como orientador, o Prêmio Capes de Tese 2014 da área de Arquitetura e Urbanismo.



SARAH FELDMAN

Arquiteta e urbanista. Professora Livre Docente do Instituto de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo. Pesquisadora do CNPq. Atua na área de urbanismo, com ênfase em história do urbanismo no Brasil, urbanização e construção de territórios. Membro da rede de pesquisa “Urbanismo no Brasil”. Autora de “Planejamento e Zoneamento. São Paulo, 1947-1972” e organizadora com Ana Fernandes de “O Urbano e o Regional no Brasil Contemporâneo. Mutações, Tensões, Desafios”,



EULALIA PORTELA NEGRELOS

Arquiteta e urbanista (FEBASP). Especialista em Planejamento e Gestão Urbana INAP – Instituto Nacional de Administración Pública (Espanha). Mestre e doutora pela FAU/USP. Docente e pesquisadora (IAU/USP). Coordenou planos diretores municipais: Jaguaquara e Alagoinhas - BA; Bonito - MS; Biritiba-Mirim - SP; Jacareí - SP; Vitória - ES; Fortaleza - CE; coordenou a segunda etapa da revisão do plano diretor de São Carlos - SP (IAU/USP).

SUMÁRIO

Prefácio

Ladislau Martin Neto 52

Introdução I

Solo e Ambiente

Maria Olímpia de Oliveira Rezende 55

Introdução II

O Solo no Ensino de Química

Ramom Rachide Nunes 66



UNIDADE

1

O Solo

CAPÍTULO 1

Ciclos Biogeoquímicos

Eduardo Bessa Azevedo 80

Boxe Temático: O Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio

Eduardo Bessa Azevedo 102

CAPÍTULO 2

Rochas: Tipo, Formação e Classificação

Antônio Carlos de Azevedo ; Yuri Lopes Zinn 105

Boxe Temático: Remineralização: Aplicação de Rochas Moídas ao Solo

Antônio Carlos de Azevedo ; Yuri Lopes Zinn 123

CAPÍTULO 3

A Formação dos Solos

Yuri Lopes Zinn ; Alba Lucia Araujo Skorupa ; Antônio Carlos de Azevedo 125

Boxe Temático: Os Horizontes do Solo

Yuri Lopes Zinn 147

CAPÍTULO 4

Composição e Classificação dos Solos

Hélio do Prado 149

Boxe Temático: Diversidade dos Solos no Brasil

Renata Colombo 170

CAPÍTULO 5

Fase Sólida: Composição Mineral do Solo

Osni José Pejon ; Valéria Guimarães Silvestre Rodrigues 179

Boxe Temático: Classificação Textural de um Solo: Análise Granulométrica

Oscar dos Santos Neto 207

CAPÍTULO 6

Fase Gasosa: a Atmosfera do Solo

Pérola de Castro Vasconcellos 210

Boxe Temático: A atmosfera limpa-se de forma mais eficiente do que se pensava…

Maria Cristina Solci 219

CAPÍTULO 7

Fase Líquida: a Solução do Solo

Daniel Vidal Pérez ; Michelle Machado Rigo ; Mônica da Costa Marques 222

Boxe Temático: Especiação da Solução do Solo por Programa Computacional

Daniel Vidal Pérez ; Michelle Machado Rigo ; Mônica da Costa Marques 245

CAPÍTULO 8

Microbiologia do Solo

Maria Laura Turino Mattos 250

CAPÍTULO 9

Matéria Orgânica do Solo

Tony Jarbas da Cunha ; Alessandra Monteiro Salviano Mendes ; Vanderlise Giongo 273

Boxe Temático: Solos Antropogênicos da Amazônia

Tony Jarbas da Cunha 291

CAPÍTULO 10

Substâncias Húmicas

Lívia Favoretto Botacini Pigatin ; Ramom Rachide Nunes ; Maria Olímpia de Oliveira Rezende 294

CAPÍTULO 11

Em Busca da Estrutura dos Ácidos Húmicos: da Química à Física Molecular

Ramom Rachide Nunes 310

Parte I — Técnicas de Ressonância Magnética Aplicadas no Estudo da Matéria Orgânica do Solo

Etelvino Henrique Novotny ; Luiz Alberto Colnago 313

Parte II — Pirólise e Reações de Hidrólise e Metilação Termicamente Assistidas (Termoquemólise) para Identificação de Compostos nas Substâncias Húmicas

Luciano Pasqualoto Canellas 370

UNIDADE

2

Usos e Manejos Agrícolas

CAPÍTULO 12

Introdução às Práticas Agrícolas

Gabriel Maurício Peruca de Melo ; Valéria Peruca de Melo ; Liandra Maria Abaker Bertipaglia 399

Boxe Temático: Reciclagem de Resíduos na Agricultura

Gabriel Maurício Peruca de Melo ; Valéria Peruca de Melo ; Liandra Maria Abaker Bertipaglia 424

CAPÍTULO 13

Parâmetros de Fertilidade do Solo

Marcio Koiti Chiba ; Otávio Antônio de Camargo 427

Boxe Temático: O solo, o Ambiente e a Produção de Alimentos

Eric Victor de Oliveira Ferreira ; Fernando Vieira Rodrigues 449

CAPÍTULO 14

Índices de Qualidade do Solo

Wanderley José de Melo ; Gabriel Maurício Peruca de Melo ; Valéria Peruca de Melo ; Marcela Midori Yada 453

Boxe Temático: O solo é um patrimônio não renovável, motivo pelo qual há que se usá-lo de forma sustentável

Wanderley José de Melo ; Marcela Midori Yada 480

CAPÍTULO 15

Agricultura de Precisão

Ladislau Marcelino Rabello 482

CAPÍTULO 16

Sistema de Produção Agrícola de Base Ecológica

Aurélio Vinicius Borsato 499

CAPÍTULO 17

Agricultura Biodinâmica

Wagner Luiz Polito 524

CAPÍTULO 18

Agroecologia

Bruno Santos de Paula ; Djalma Nery Ferreira Neto 594

Boxe Temático: O que é Permacultura?

Bruno Santos de Paula ; Djalma Nery Ferreira Neto 628



UNIDADE

3

Práticas de Valorização da Matéria Orgânica

CAPÍTULO 19

Compostagem

Valdir Schalch ; Luciana Miyoko Massukado ; Carolina Ibelli Bianco 633

Boxe Temático: Composteiras Domésticas

Valdir Schalch ; Luciana Miyoko Massukado ; Carolina Ibelli Bianco 657

CAPÍTULO 20

Vermicompostagem

Lívia Favoretto Botacini Pigatin ; Leandro Antunes Mendes ; Fernanda Benetti 660

Boxe Temático: Testes de Toxicidade com Organismos Terrestres

Mara Mercedes de Andréa 680

CAPÍTULO 21

Uso de Lodo de Esgoto na Agricultura

Wilson Tadeu Lopes da Silva ; Cíntia Carla Avalhães 684

Boxe Temático: Reciclagem Agrícola do Efluente de Esgoto Tratado pela Fossa Séptica Biodigestora

Wilson Tadeu Lopes da Silva 713

CAPÍTULO 22

Fertirrigação

Maria Diva Landgraf 719

CAPÍTULO 23

Biodefensivos: Alternativa aos Herbicidas

Antônio Pedro da Silva Souza Filho 751

Boxe Temático: Produção de Bioerbicidas: Limitações e Perspectivas

Antônio Pedro da Silva Souza Filho 763

CAPÍTULO 24

Tratamento de Solos Contaminados

André Henrique Rosa ; Carolina de Castro Bueno ; Cláudia Hitomi Watanabe ; Murilo Teles Domingues ; Pedro Paulo dos Santos Tersariol ; Leonardo Fernandes Fraceto 765

Boxe Temático: Vermicompostagem como Estratégia para Biorremediação de Solos

Jussara Aparecida de Oliveira Cotta 797



UNIDADE

4

Legislação

CAPÍTULO 25

Solo Urbano: Conceito, Histórico e Legislação

Carlos Roberto Monteiro de Andrade ; Sarah Feldman ; Eulalia Portela Negrelos 807



Prefácio

O ano de 2015 foi definido como Ano Internacional dos Solos pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), a qual lidera esforço global para erradicação da fome e insegurança alimentar. Por si só esse fato sinaliza a grande relevância e atualidade do que trata este livro: o recurso Solo.

Cada vez mais a sociedade contemporânea se dá conta da premência em zelar pelos recursos naturais finitos do planeta, como água, solos e biodiversidade, os quais sustentam a vida humana e animal. Em anos recentes, e em especial neste momento, a questão dos recursos hídricos ganhou grande notoriedade em razão da situação alarmante de regiões que já vêm com histórico desafiador, como o Semiárido Nordestino, mas que se estendeu, com grandes impactos, à região Centro-Sul do Brasil, incluindo importantes regiões metropolitanas, altamente povoadas, e que agora contam com restrições de água para uso humano. A adequada abordagem da questão de uso da água não pode, nem deve, ser feita de forma isolada, pois ela está totalmente vinculada ao manejo adequado de solos e plantas (incluindo as florestas). E, assim, cada vez mais o solo deverá ser objeto de nossa atenção. Contudo, é muito mais que isso e o solo tem sua própria e inequívoca importância, pois sustenta uma série de ciclos biogeoquímicos e é parte imprescindível para viabilizar o aumento considerável da produção de alimentos no mundo nas décadas futuras. Estima-se que em 2050 teremos 9 bilhões de habitantes no planeta requerendo um aumento entre 50 a 70% na produção atual de alimentos.

Nesse sentido, e considerando o panorama global, não há muitas alternativas de áreas com solos agriculturáveis para sustentar o necessário crescimento no planeta, sendo o Brasil uma exceção a esse cenário. Há também incertezas com áreas contaminadas, como reconheceu recentemente a China, onde 19% da área cultivável está contaminada, o que representa 26 milhões de hectares. Do total dessa área, quase 83% têm presença de poluentes como cádmio, mercúrio e arsênio, subprodutos da atividade mineradora que alcançam o solo rural por meio de água também contaminada. Esses metais pesados podem ser absorvidos pelas plantas e prejudicar pessoas e animais. O governo chinês afirma, ainda, que uma parcela dessa área, de 3,3 milhões de hectares – equivalente ao território da Bélgica –, já está completamente inutilizada para agricultura.

Enfim, um cenário preocupante, pois a limitada disponibilidade dos solos para uso agropecuário pode ser agravada por contaminações irreversíveis ou que apenas poderão ser solucionadas em longos períodos de tempos e a custos elevadíssimos. Portanto, o Brasil, com uma extensão territorial continental, atingindo 850 milhões de hectares, dos quais mais de 50% são áreas de preservação, especialmente a Floresta Amazônica, se constitui em patrimônio importante a ser zelado e utilizado de forma muito responsável e sustentável. Outras parcelas significativas, de mais de 300 milhões de hectares, estão aptas para o uso agropecuário e florestal comercial, o que nos dá o privilégio, como nação, de termos, atualmente e para o futuro, condições de segurança alimentar para nossa população.

E, mais do que isto, nos tornamos em anos recentes o segundo maior exportador de alimentos do planeta, superados somente pelos Estados Unidos. Portanto, nossos solos nos dão a condição ímpar de importante país produtor de alimentos, e também somos um dos maiores em termos de reservas de biodiversidade e de água (estima-se em torno de 12% de toda água potável do planeta).

Assim, é estratégico valorizar muito os estudos, pesquisas e o acompanhamento sistemático de uso e mudança de uso dos solos no país quanto às diferentes características e condições dos vários biomas brasileiros. Também se tornou muito relevante a conexão entre a capacidade de aumentar o conteúdo da matéria orgânica no solo (através da decomposição de biomassa das plantas que realizam fotossíntese), como forma de retirar o gás carbônico da atmosfera, maior responsável pelo aumento de gases do efeito estufa na atmosfera. Práticas conservacionistas, como o chamado plantio direto (o qual evita o revolvimento de solos e mantém os resíduos das culturas anteriores cobrindo a superfície do solo, entre outros aspectos), pastagens bem-manejadas, sistemas integrados de produção, como sistemas agroflorestal, sistemas lavoura-pecuária e lavoura-pecuária-floresta têm mostrado a capacidade do Brasil de aumentar o conteúdo de carbono no solo. Assim

estamos realizando algo excepcional, conciliando a produção de alimentos, como grãos, frutas, hortaliças e carnes, e fibras com a mitigação das emissões de gases do efeito estufa. Isto está, em grande parte, traduzido no chamado Plano Agricultura de Baixa Emissão de Carbono- “Plano ABC”-, do Governo Brasileiro, e que estimula aos nossos produtores rurais a ampliarem adoções de práticas conservacionistas. Inúmeros outros exemplos da importância atual e futura dos solos podem ser dados.

Nesse amplo contexto da sociedade contemporânea e no que diz respeito ao futuro das próximas gerações, o avanço nos complexos estudos e reações que ocorrem nos solos é imperativo. Dessa forma, com muita satisfação, estimulamos a todos que apreciem esta obra com o cuidado e interesse que ela merece. Trata-se de um conjunto de textos de autoria de pesquisadores e acadêmicos do mais alto nível, oriundos de renomadas instituições do Brasil, reportando seus estudos e também resultados de pesquisas em temas essenciais para o adequado entendimento de um dos mais preciosos dos recursos naturais. Esperamos ainda que o livro seja elemento decisivo para ampliar a formação de profissionais visando assegurar a disponibilidade e qualidade de um dos maiores ativos do Brasil: O SOLO.

Ladislau Martin Neto

Diretor Executivo de Pesquisa e Desenvolvimento da EMBRAPA



Solo e Ambiente

Maria Olímpia de Oliveira Rezende

1. O DESENVOLVIMENTO DAS SOCIEDADES VERSUS O DOMÍNIO DAS TÉCNICAS AGRÍCOLAS

Para entender o presente e construir um futuro melhor, é preciso compreender o passado. O desenvolvimento das sociedades sempre foi atrelado ao domínio das técnicas agrícolas.

Regiões de vales e planícies banhadas por grandes rios foram, geralmente, o palco de antigas grandes civilizações. Lembrando-nos do império egípcio, logo pensamos nas enchentes do Nilo que traziam fartura e prosperidade graças ao aporte de matéria orgânica em suas águas. O Egito Antigo surgiu e se desenvolveu no entorno do rio Nilo. Heródoto afirmou que o Egito era uma dádiva do Nilo, chegou a escrever um poema enaltecendo a vida que o Nilo dava ao Egito(1). Podem-se citar, também, a Mesopotâmia, entre os rios Tigre e Eufrates, os quais, pela localização geográfica tornavam a terra fértil sem depender de chuvas; Índia, às margens dos rios Indo e Ganges; e China, nos vales dos rios Amarelo e Azul.

A origem da palavra Mesopotâmia enfatiza o fato da região localizar-se entre rios. Meso vem do grego e significa meio, entre; potamus significa rio e deu origem ao termo que qualifica a água potável, a que é boa para beber.

As primeiras plantações agrícolas ocorreram, portanto, nos vales, as regiões férteis que margeiam os rios. Cidades como Çatal Huyuk, Dura Europos, Ur, Urak e muitas outras das primeiras sociedades sedentárias formaram-se ao longo de rios, devido à necessidade de solos férteis para as práticas agrícolas.

Pode-se, então, perceber a grande importância da agricultura para o desenvolvimento da civilização humana. Vários historiadores apontam a invenção da escrita como o marco da passagem da pré-história para a história. Melhor seria apontar como esse marco a agricultura. Graças ao domínio das práticas agrícolas, a espécie humana passou a cultivar seus alimentos, a sociedade passou de coletora à produtora. A sedentarização, causada pela agricultura, provocou verdadeira revolução no modo de vida da humanidade. Um dos acontecimentos mais importantes relacionados a isso foi o desenvolvimento das vilas e cidades e foi a partir daí que a escrita foi inventada. A escrita foi, portanto, uma das consequências desse grande salto evolutivo.

A história do desenvolvimento humano pode ser dividida em períodos. O período Paleolítico, que durou cerca de 3.000.000 de anos, foi do início do surgimento do homem na Terra até cerca de 12.000 - 10.000 a.C. e caracterizou-se pelo nomadismo. A grande conquista dessa era foi o uso do fogo. Cenas do cotidiano paleolítico podem ser vistas nas marcas deixadas em pinturas rupestres nas cavernas de Altamira (Espanha), de Lascaux (França) e no município de São Raimundo Nonato, no Piauí (Brasil), entre vários outros lugares, nos quais esses seres humanos desenhavam cenas de seu cotidiano.

O período Neolítico teve início de 12.000 - 10.000 a.C. estendendo-se até cerca de 6.000 - 5.000 a.C. Nesse período houve grandes mudanças climáticas graças ao aquecimento da crosta terrestre, o que aumentou o nível dos mares; formaram-se grandes rios, florestas temperadas e tropicais, animais de grande porte desapareceram tornando-se a fauna mais parecida com a que conhecemos hoje. Essas mudanças possibilitaram o início das práticas agrícolas e a consequente domesticação de animais. A criação de animais permitiu ao Homem não ter de se deslocar para obter carne e peles necessárias à sua alimentação e conforto, além do leite e da força para tração. A grande conquista dessa era foi o cultivo dos alimentos. Os produtos cultivados variavam em região, mas geralmente consistiam de trigo, cevada, milho, raízes (batata-doce e mandioca) e arroz. O Homem foi aprendendo a selecionar as melhores plantas para a semeadura e a promover

o enxerto de variedades, produzindo alimentos mais nutritivos que os selvagens. Esse cultivo obrigava o homem a permanecer longo tempo no mesmo lugar para esperar a colheita: o homem deixava de ser nômade para se tornar sedentário! Essa espera permitia que se dedicassem a atividades como construção de casas, confecção de utensílios com barro e argila, fabricação de cestos e tecidos e também de ferramentas, pois passaram a dominar a técnica de polir a pedra (SANTOS, 2006; LEROI-GOURHAN, 1981).

Com o excedente de produtos, surgiu o comércio e o dinheiro, que facilitou a troca de mercadorias. As peles de animais são abandonadas como vestimentas, pois são pesadas e incômodas e podem, agora, ser trocadas por roupas de linho, lã e algodão. O trabalho passou a ser dividido: os homens cuidam da segurança, caça e pesca, enquanto as mulheres plantam, colhem e educam os filhos.

Todas essas mudanças no *modus operandi* levaram a mudanças comportamentais e vice-versa. Tal período foi tão importante, que o arqueólogo Gordon Childe o denominou de *Revolução Agrária*. A agricultura e a domesticação de animais favoreceram o aumento populacional.

As mudanças ambientais aliadas ao domínio da técnica de fabricação de armas e ferramentas e da invenção da roda e do barco à vela permitem ao homem do Neolítico controlar a natureza.

Após esse período, com a utilização do cobre tem início a Idade dos Metais.

A Idade dos Metais foi marcada pelo domínio das técnicas de confecção de utensílios de cobre, depois de estanho, depois da liga de cobre e estanho: o bronze e, posteriormente, do ferro. Esse período é considerado o último da pré-história. Vai de aproximadamente 6.000 a.C. até a invenção da escrita, que foi elaborada primeiramente na Mesopotâmia, pelo povo sumério, que nos legou registros do cotidiano administrativo, econômico e político da época em placas de argila. (Vale destacar que esses períodos são bastante arbitrários e dependem do desenvolvimento de cada civilização).

A grande conquista dessa era foi o domínio das técnicas de fundição e o avanço da metalurgia. Com esses conhecimentos tecnológicos, as condições de vida do homem pré-histórico melhoraram, graças, principalmente, a avanços na agricultura com a confecção de arados e enxadas que facilitaram o trabalho no campo e aumentaram a produção. A Tabela 1 sumariza as principais características dos períodos Paleolítico e Neolítico, incluindo a Idade dos Metais.

Tabela 1.
Principais características dos períodos Paleolítico, Neolítico e Idade dos Metais

Período	Duração	Características	Conquista	Sociedade	Economia
Paleolítico	Da origem até 12.000-10.000 a.C. (cerca de 3.000.000 anos)	Caça, pesca e coleta de frutos, sementes e raízes. Confecção e utilização de objetos de pedra lascada, ossos e dentes de animais	O uso do fogo	Nômade	Coletora, de subsistência
Neolítico	de 12.000 – 10.000 a.C. a ~ 5.000 a.C.	Início das práticas agrícolas e domesticação de animais	Cultivo dos alimentos	Primeiros aglomerados urbanos	Produtora
Idade do Cobre	5.000 a.C.	Derretimento do cobre para produção de armas (espadas, lanças) e ferramentas	Fundição	Sedentária. Surgimento das primeiras cidades	Produtora
Idade do Bronze	4.000 a.C.	Substituição dos objetos de pedra e cobre por bronze, melhorando a produção agrícola, a dominação bélica e os utensílios domésticos	Metalurgia	Sedentária	Produtora
Idade do Ferro	3.500 a.C.	Grande desenvolvimento agrícola graças ao arado e enxada	Aprimoramento da Metalurgia	Sedentária	Produtora

A invenção da escrita é considerada o marco divisório entre a pré-história e a história, marcando o fim do Período Neolítico, o qual, por sua vez, finda com a Idade dos Metais. A escrita foi, no entanto, uma das consequências do surgimento das cidades. E este surgimento só se deu graças ao cultivo dos alimentos.

Resumindo: em torno de 12.000 a.C., começaram a surgir as primeiras formas de agricultura (domesticação de espécies de vegetais) e pecuária (domesticação de animais), junto com a formação das primeiras aldeias agrícolas. A prática agrícola teve início no Médio Oriente, mais precisamente no Crescente Fértil. Por meio de difusão ou movimentos independentes, por 7.000 anos, a agricultura espalhou-se pela Índia, China, Europa, África tropical e Américas, mais precisamente, México e Peru. Nesse período, a observação dos ciclos naturais, o uso do fogo e de algumas ferramentas, assim como do esterco animal, passou a fazer parte do cotidiano dos aglomerados urbanos, os quais deram origem às cidades.

A importância do domínio das práticas agrícolas para o desenvolvimento da civilização pode perceber-se na etimologia de várias palavras, tais como, húmus, humano, úmido, humilde e cultura.

Citando como exemplo o vale do Nilo, a colheita era para os antigos egípcios a mais importante de todas as atividades. Os egípcios não mediam o ano pela revolução do sol, mas sim pelo tempo necessário para a produção de uma colheita, a qual, por sua vez, dependia da inundação. Durante a enchente, o Nilo cobria todo o vale e corria por entre dois desertos, inundando aldeias e estradas. Esse período de quatro meses formava a primeira estação do ano: a **inundação**.

Quatro meses após a primeira manifestação da cheia, o Nilo começava a decrescer, retornando ao seu leito normal: era **perit**, a estação da emergência das terras. Assim que as águas do Nilo retrocediam, os camponeses imediatamente semeavam e lavravam. Durante esse período só precisavam irrigar os campos: era **chemu**, a estação das colheitas.

Os antigos egípcios dividiam o ano em três estações em vez de quatro. Divisão baseada na lavoura, baseada, por sua vez, nas enchentes do rio Nilo. Ou seja, inundação, perit e chemu: fertilização da terra, plantação e colheita.

Em sua origem latina, a palavra húmus significa terra, solo, chão. Porém, seus correlatos oferecem uma série de variáveis para se pensar o significado que húmus possui no contexto da História do ser humano.

Relacionado à palavra homo, homem significa aquele que vive na Terra: terráqueo. Já humo significa materiais enterrados, depositados e, no caso de seres humanos, sepultados.

Húmus está também na raiz da palavra úmido ou húmido, como é a escrita em Portugal - que tem ou conserva água, que alaga, e na palavra humilde: aquele que se encontra ao nível do chão, que come o pó, ou do pó.

Húmus relaciona-se com *cultus*, cultivo e culto[1]. O cultivo e o trato do solo, sua preparação para o plantio; e, em nível simbólico, o culto significa a sagração da terra, principalmente como lugar onde homo - o homem -, deposita o humo – restos mortais de seus antepassados. A terra (húmus) na qual repousam os antepassados (humo) é considerada como o solo do qual brota a cada ano o sustento alimentício da comunidade.

Cultura, portanto, possui uma dimensão de projeto. Projeto de vida, baseado em valores antigos e em suas constantes atualizações no presente.

A busca do significado das palavras em suas origens nos obriga a refletir sobre o significado de nossas relações atuais com o solo, o chão. Inicialmente, que perdemos nossa humildade diante da terra, a que fornece alimento e onde sepultamos os antepassados; depois, que esquecemos a dinâmica que nos mantém vivos: a matéria que repousa e se transforma pela ação da umidade e que doa o que nos faz sobreviver e, acima de tudo, onde o culto e o cultivo da terra podem gerar uma cultura, um projeto de vida que, ao se sedimentar, transforma. O humo depositado transforma-se em húmus; o húmus sustenta o homo; o homem pratica o culto, repõe o humo, reforça o solo, lavra e louva a terra à qual pertence e de onde provém e para onde voltará. O que se observa, porém, é que a retirada do humo – matéria orgânica – nem sempre é compensada pela sua reposição, levando a um desequilíbrio de seu ciclo. A incorporação de resíduos orgânicos ao solo, dependendo das características químicas, físicas e biológicas dessa matéria orgânica reposta, reconduziria seu ciclo a um equilíbrio, minimizando problemas ambientais como o aumento do efeito estufa. Ao incorporar carbono orgânico ao solo diminuiu-se o input de carbono, na forma de CO_2, na atmosfera.

No conhecimento dos benefícios da utilização do húmus encontra-se, pois, a expressão de um processo no qual natureza e cultura convergem para perpetuação das práticas que levam à manutenção da vida, através dos ciclos naturais de nascimento, crescimento e morte, bem como do trabalho humano de cultivo do solo, que mantém natureza e cultura em estreito e significante convívio.

---

1 'Cultus é o sinal de que a sociedade que produziu seu alimento já tem memória' e constrói cultura, no sentido 'de uma consciência grupal, operosa e operante que desentranha da vida presente, os planos para o futuro'

O CO_2 é solúvel em água, sendo trocado entre a atmosfera e a hidrosfera por processo de difusão. Na ausência de outras fontes, a difusão de CO_2 continua até o estabelecimento de um equilíbrio entre a quantidade de CO_2 na atmosfera acima da água e a quantidade de CO_2 na água. Praticamente todo o C armazenado na crosta terrestre está presente nas rochas sedimentares, particularmente como carbonatos. As conchas dos organismos marinhos são constituídas de $CaCO_3$ que esses organismos retiram da água do mar. Quando da morte desses, as conchas dissolvem-se ou incorporam-se aos sedimentos marinhos, formando, por sua vez, mais rochas sedimentares. O processo, de bilhões de anos, retirou a maioria do CO_2 da atmosfera primitiva da Terra, armazenando-o nas rochas. Os oceanos, segundo maior reservatório, em C dissolvido e sedimentado, têm cerca de 55 vezes mais quantidade de CO_2 que a atmosfera. Os solos têm 2 vezes mais CO_2 que a atmosfera, as plantas terrestres têm aproximadamente a mesma quantidade de CO_2 da atmosfera. O tempo médio de residência de CO_2 em solos é de 25 a 30 anos; na atmosfera de 3 anos e nos oceanos de cerca de 1500 anos.

Como mencionado acima, cerca de 99,9% de todo o C da Terra está armazenado em rochas, como $CaCO_3$ insolúvel, ou proveniente da sedimentação da matéria orgânica. Em última instância, o CO_2 extra, proveniente da queima dos combustíveis fósseis, precisa retornar à crosta. A taxa de remoção de C dos oceanos e, em última instância, da atmosfera depende do intemperismo das rochas da crosta para liberar íons metálicos como Ca^{2+}, que formam os carbonatos insolúveis. O aumento do intemperismo deveria responder à variação da temperatura global, pois a maioria das reações químicas é acelerada com o aumento da temperatura. A retirada de CO_2 da atmosfera é feita pelas plantas fotossintéticas. A presença da vida pode, portanto, acelerar o intemperismo devido ao aumento da acidez dos solos devido, por sua vez, ao aumento de CO_2 e aos ácidos húmicos produzidos quando da decomposição das plantas. As raízes das plantas também facilitam a destruição física das rochas. Assim, a temperatura global está ligada ao ciclo do C. Adeptos da hipótese Gaia sugerem que a vida na Terra exerce controle deliberado sobre a composição da atmosfera, mantendo a temperatura adequada. Durante o verão, as florestas realizam mais fotossíntese, reduzindo a concentração de CO_2. No inverno, o metabolismo da biota libera CO_2.

2. BRASIL: SÉCULO XVI

Saltando para o Brasil do início do descobrimento, já no século XVI se observava alguma devastação das vegetações litorâneas brasileiras, iniciadas com a exportação do pau-brasil como matéria-prima

para tingir tecidos. Posteriormente, à cultura de cana-de-açúcar seguiu-se a pecuária extensiva, passando pelos ciclos do ouro, para chegar à exploração do café. Toda a economia era voltada para a exportação. Um continente com terras inexploradas há milhões de anos seria extremamente fértil a qualquer tipo de exploração agrícola. Até porque, conforme escreveu Pero Vaz de Caminha: "... querendo-a aproveitar, dar-se-á nela tudo...".

3. EUROPA: SÉCULOS XVII A XIX

O panorama da Europa do século XVII exibia um crescimento populacional. A Peste Negra, cujo auge se deu por volta de 1350, havia praticamente cessado. (O último e isolado foco deu-se na cidade de Lisboa em 1650.)

O crescimento populacional e a queda da fertilidade dos solos utilizados após anos de sucessivas culturas causaram, entre outros problemas, a escassez de alimentos. Nesse sentido, por volta dos séculos XVII e XIX, intensifica-se a adoção de sistemas de rotação de culturas com plantas forrageiras (capim e leguminosas) e as atividades de pecuária e agricultura integram-se. Esta fase é conhecida como **Primeira Revolução Agrícola**. (Destaco que a grande revolução agrária aconteceu no Período Neolítico, graças ao início das atividades agrícolas de domesticação de espécies vegetais.)

A agricultura moderna tem sua origem ligada às descobertas do século XIX. Esse século caracterizou-se pelos progressos científicos e tecnológicos, que levaram a grandes mudanças sócio-políticas. Pode-se afirmar que a partir dessa data, a agricultura deixa de ser empírica para se tornar científica. Junto com Boussingault (1802-1887), que estudou a fixação do nitrogênio atmosférico pelas plantas leguminosas, os estudos de Saussure (1797-1845) e Liebig (1803-1873) contribuíram para a queda da teoria do húmus. Segundo essa teoria, as plantas obtinham seu carbono a partir da matéria orgânica do solo. Os três cientistas citados difundiram a ideia de que o aumento da produção agrícola seria diretamente proporcional à quantidade de substâncias químicas incorporadas ao solo (EHLERS, 1996; EHLERS, 2000).

No início do século XX, com as descobertas do mundo microscópico por parte de Louis Pasteur (1822-1895), Serge Winogradsky (1856-1953) e Martinus Beijerinck (1851-1931), precursores da microbiologia dos solos, dentre outros, destacaram a importância da matéria orgânica para a produção agrícola, contrapondo-se às teorias anteriores que privilegiavam o uso de insumos químicos.

No entanto, uma cisão havia sido criada. Com a associação do aumento da produção agrícola à necessidade de incorporação de substâncias químicas ao solo, cresce a produção de insumos pelo setor industrial, diminuindo, por sua vez, a necessidade dos sistemas de rotação de culturas e da integração da produção animal à vegetal. Assim, tem início uma nova fase na agricultura conhecida como **Segunda Revolução Agrícola**. Fazem parte desse processo, que provocou um sensível aumento na produtividade agrícola, o desenvolvimento de motores de combustão interna e a seleção e produção de sementes como os outros itens apropriados pelo setor industrial, ou seja, essa crescente dependência da agricultura em relação à indústria, leva à relativa homogeneização das agriculturas mundiais e provoca impactos negativos no ambiente.

Em síntese, entre o final do século XIX e o início do século XX, a escassez crônica de alimentos na Europa aliada ao desenvolvimento científico e tecnológico levaram à produção de fertilizantes químicos, melhoramento genético, máquinas e motores à combustão. Estas descobertas possibilitaram o progressivo abandono das antigas práticas, levando a uma especialização dos agricultores tanto nas culturas quanto nas criações.

4. BRASIL: SÉCULO XIX

O Brasil do século XIX passava pelo auge de uma grande crise de produtividade agrícola. A agricultura era voltada à exportação: grandes áreas cultivadas dedicadas à cana-de-açúcar e às lavouras de café. Prevalecia a cultura nômade de expropriação do solo, pouco se pensando nos impactos negativas dos manejos agropecuários empregados, especialmente no que diz respeito à destruição florestal, como por exemplo a extinção do pau-brasil. Os grandes proprietários acreditava na exploração extensiva dos sistemas de produção, graças à expansão das fronteiras agrícolas, abandonando as lavouras atuais quando estas não tivessem mais produtividade satisfatória e buscando novas áreas, reiniciando, assim, o ciclo de exploração da fertilidade dos solos.

Embora minoria, uma tradição intelectual brasileira, que remonta ao final do século XVIII e início do século XIX, formada por estudantes brasileiros na Universidade de Coimbra, começou a reproduzir escritos e memórias onde se condenava o tratamento predatório dado ao meio natural no Brasil. Esta tradição original de crítica ecológica brasileira encontrou sua formulação mais ampla e consistente nos escritos de José Bonifácio de Andrada e Silva, influenciou uma linhagem posterior de intelectuais que garantiram a sua continuidade ao longo

do período monárquico. José Bonifácio tinha uma amiga aliada no império: a princesa Leopoldina. Dividiam a paixão pelos livros, pela ciência e pelo desejo de fazer do Brasil uma grande nação. “Amalgamação muito difícil será a liga de tanto metal heterogêneo, (...) em um corpo sólido e político”, escrevia José Bonifácio, referindo-se aos dois brasis: grande território repleto de riquezas naturais versus escravidão, analfabetismo e rivalidades políticas (GOMES, 2007).

A crise vivida pelo Brasil era atribuída à falta de mão-de-obra (pelo fim da escravidão) e de capital. No entanto, há de se considerar o atraso técnico e administrativo na condução das lavouras.

O Estado brasileiro vivia uma dicotomia: D. Pedro II era um homem da ciência e estava intelectualmente ligado a pensadores, cientistas e naturalistas. Mas os grandes latifundiários tinham intensa presença na política. Para os primeiros, com o apoio de José Bonifácio, a superação da crise dar-se-ia pelo fim do trabalho escravo, da derrubada de florestas e de queimadas, em favor da capacitação da mão-de-obra.

5. NO CENÁRIO MUNDIAL

O modelo de agricultura implantado pela Segunda Revolução Agrícola começa, a partir da década de 1960, a dar sinais de exaustão. Práticas agrícolas que privilegiam o desflorestamento, levam à diminuição da biodiversidade, à perda da fertilidade dos solos, contaminação da água, dos animais silvestres e dos próprios solos e ao aumento da erosão, entre outros prejuízos ambientais.

Em 1962, Rachel Carson publica o livro Primavera Silenciosa, no qual a autora questiona o modelo agrícola, principalmente, no tocante ao uso indiscriminado do pesticida DDT. A autora escreve: "*nós permitimos que esses produtos químicos fossem utilizados com pouca ou nenhuma pesquisa prévia sobre seu efeito no solo, na água, animais selvagens e sobre o próprio homem*".

Equilibrar o sistema de produção, tomando como ponto de partida um criterioso e constante trabalho de construção e manutenção da estrutura do solo, sua fertilidade e da vida aí presente deveria ser o objetivo maior da agricultura. Pois, o produto mais importante de qualquer fazenda agrícola é o solo.

Para cada ação tomada cabe perguntar que projeto de país queremos. Que país queremos para nós hoje, para o dia seguinte e para as gerações futuras. Projeto de país baseado em projeto de vida, baseado, por sua vez, em valores antigos e em suas constantes atualizações no presente.

LITERATURA RECOMENDADA

EHLERS, E. **Agricultura Sustentável**: Origens e perspectivas de um novo paradigma. São Paulo: Livros da Terra, 1996.

EHLERS, E. Agricultura Alternativa: uma perspectiva histórica. **Revista Brasileira de Agropecuária**, n01, 24-37, 2000.

LAURENTINO, G. **1808**. São Paulo: Planeta, 2007.

LEROI-GOURHAN, A. **Pré-História**. São Paulo: EDUSP, 1981.

SANTOS, M. A Natureza do Espaço: Técnica e Tempo, Razão e Emoção. 4. ed. 2.reimpressão. - São Paulo: EDUSP, 2006.



O Solo no Ensino de Química

Ramom Rachide Nunes

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

A relação do ser humano com o meio ambiente nas sociedades modernas ocorre a partir da concepção da natureza como dádiva: a natureza é provedora e encontra-se disponível para usufruto da humanidade (MUGGER, PINTO SOBRINHO, MACHADO, 2006).

Baseado nas ações humanas decorrentes no passado, é fácil concluir que usufruir daquilo que a natureza nos fornece não é um problema, mas sim como fazê-lo. Como um grande depósito natural, o meio-ambiente pode ser visto como um posto lotado de caixas de recursos (renováveis ou não) enterradas em seus compartimentos: atmosfera, água e solo.

O grande desafio é: como desenterra-las de forma responsável e consciente… como, quando e onde abri-las. As vezes se quer sabemos o que encontraremos lá… As caixas com conteúdos renováveis, a que velocidade serão repostas? Se abro e coleto seu recurso, o que faço com esta caixa? A lacuna deixada sobre e/ou sob o compartimento

ambiental… o que fazer? Ao ignorar essas perguntas é que passamos de consumidores a extrapoladores e, na pior das situações, à acumuladores.

O extrapolador é aquele que abusa no uso do recurso natural, sem demanda de uso. Não se preocupa com as caixas vazias deixadas pelo caminho (resíduos) e nem com as lacunas deixadas (degradação da paisagem natural). Coleta e explora o ambiente sem demanda para o uso de um determinado recurso. Prejudica ainda o mercado, a economia e as relações político-sociais em um todo.

O acumulador pensa apenas na extração e exaustão do recurso natural, apenas para te-lo. Tem interesse em criar um monopólio, um instrumento público ou privado de extração ou produção, sem se preocupar com seu consumo ou com quem consome. Relaciona quase sempre a riqueza e a posse de bens não necessários. Infelizmente é intrínseco ao poderio econômico dos estados, modernos ou não. Como exemplo, a devastação da paisagem ambiental em Minas Gerais provocada por Portugal para acúmulo de ouro (no passado), ou a ultra exploração (extração) de petróleo, onde quer que seja, ignorando ou minimizando a existência de energias e recursos renováveis (caixas deluxe encontradas no meio-ambiente).

Nos dias de hoje é urgente a criação do termo ‘mais-valia ambiental’. Mais-valia é o termo criado por Karl Marx que se refere à diferença entre o valor final da mercadoria produzida e a soma do valor dos meios de produção e do valor do trabalho, que seria a base do lucro no sistema capitalista. A mais-valia ambiental seria a diferença entre entre (i) e (ii).

(i) Seria o valor real (monetário ou análogo) relacionado à extração, exploração, produção, uso e consumo de um determinado recurso mineral.

(ii) Seria o valor real (monetário ou análogo) relacionado ao impacto causado pela sua extração, exploração, produção, uso e consumo de um determinado recurso mineral ao meio ambiente, à saúde humana, à fauna e/ou flora, etc… seja pelo uso exacerbado ou não (prejuízo evidente ou que nos passe despercebido).

Em resumo, trata-se da diferença entre o que se ganha ao extrair um recurso e o que se perde ao não saber usa-lo. Em 2014-2015 faltou água em São Paulo, as percas e transtornos foram inestimáveis. Mas durante muitos anos, incluindo hoje, economizamos muitas cifras ao utilizar as águas do Tietê como depósito de efluentes. Se mensuramos essa diferença, qual seria o déficit envolvido? Um rio poluído também é um ponto turístico a menos, é uma

via de transporte público a menos, é uma área de lazer a menos… traz doenças, polui também o ar e o visual, afasta investimentos e a população. Vai muito além da economia ambiental. Falta água em São Paulo, mas tem-em meio a cidade um rio com potencial esplendido, todo rio deveria ser uma fonte provedora de água (função natural dos rios e demais corpos d'água lóticos), pena que o Tietê é inviabilizado para tudo, meramente cabe-se ali o esgoto do paulistano. Economia? Não.

Por outro lado temos as práticas agrícolas de valorização da matéria orgânica. Pega-se um resíduo agrícola ou industrial, leva-o à compostagem ou vermicompostagem, depois aplica-o à agricultura familiar (ou não), orgânica (ou não, depende da demanda e da qualidade do composto ou vermicomposto produzido). Assim, melhora-se a qualidade do solo, da água, obtém-se plantas mais fortes e saudáveis que necessitam menos (ou nenhum) defensivo químico: pesticidas, herbicidas, etc., além de obter um produto de maior valor agregado. O superávit? Positivíssimo… ganha a sociedade, o meio-ambiente, e os meios de produção (economia de forma geral). Em números brutos e reais não se trata de tantas sifras. Porém, pense em projeto nacional, em nível de Brasil, baseado no reuso de resíduos para promoção da agricultura de qualidade, melhoria e promoção da qualidade do solo e água, além da produção de um produto final com alto valor agregado.

2. MEIO AMBIENTE E SALA DE AULA

Em uma perspectiva histórica, a relação do ser humano com o meio-ambiente promoveu a degradação dos recursos naturais. Até o advento da Revolução Industrial, essa exploração ocorreu em uma escala suportável e, com o passar dos anos, introduziu-se um modelo de produção baseado no uso intensivo de energia fóssil, na super-exploração dos recursos naturais e no uso do ar, água e solo como depósito de rejeitos (MUGGLER, PINTO SOBRINHO, MACHADO, 2006; BECKER, 2005, LANDGRAF, MESSIAS, REZENDE, 2005).

Aquilo que conhecemos hoje como meio ambiente é, na verdade, um produto das relações das gerações passadas com o meio ambiente. E, consequentemente, aquilo que nossos filhos e netos conhecerão também terá uma relação intrínseca com a forma em que utilizamos nossos recursos naturais. Porém, se quisermos mudar as interelações 'ser humano vs. natureza', precisamos construir um ambiente propício para a discussão e construção do conhecimento conjunto. Governo e sociedade precisam (e necessitam, urgentemente) criar um pacto de convivência com o meio ambiente. E se existe um lugar para criar e estreitar estes laços, os melhores, sem dúvida, são: a família e a escola.

O conceito de educação (que vai do significado mais simples ao mais amplo do ato de educar) no tocante a família, seus valores, precedentes e procedentes é particular e intrínseco a cada lar, é particular e individual. A escola não: é coletiva. Respeita-se as individualidades e singularidades, mas trabalha o coletivo em conjunto.

O concreto que reveste quatro paredes pode compor uma sala de aula. Agora, remova esse concreto, quebre barreiras e você verá um universo muito além do quadro negro (ou da tela de um computador, ou do slide projetado - vulgo moderno). Metáforas a parte, basta abrir a porta. Do outro lado da porta existe um mundo a ser explorado e discutido. Leve uma classe inteira para o pátio da escola, depois para um jardim … A partir do momento que o estudante vai para o lado de fora, o que ele faz? Ele da seu primeiro passo. Dar um passo é pisar. Onde? No chão… na terra, no solo. Pronto, já temos um objeto de estudo.

O termo *terra* em geral é político-social. O uso da terra: como ocorre e quais processos sociais e políticos estão envolvidos. E assim… quais são os impactos desse uso sobre o solo? O termo *solo* então toma para si uma abordagem técnico-científica, que passa pelas ciências exatas e da terra: química, física, ciências ambientais e agronômicas, entre várias outras.

Se retomarmos toda a discussão a cerca do do meio ambiente, degradação ambiental e demais pontos discutidos até aqui, podemos tomar o solo como um objeto de estudo. Seja uma discussão a cerda do uso do solo e seus impactos sobre o meio ambiente, ou simplesmente sua composição ou sua importância no meio em que vivemos. Devido a sua posição, mediado entre a litosfera ou hidrosfera com a atmosfera, o solo é parte fundamental na construção da biosfera e, também, sofre constante alteração pela ação antrópica (TAN, 1998; SPOSITO, 1989).

3. O SOLO COMO OBJETO DE ESTUDO

Diante de toda importância do recurso solo, acima discutido, é pertinente utilizar o solo e/ou seus componentes como objeto de estudo, em sala de aula ou em campo aberto, para promover a construção do conhecimento e a aprendizagem significativa, cabível a todos os níveis do saber.

Vamos trabalhar com solo! Façamos todo o possível para que esta experiência seja prazeirosa, instrutiva e uma porta de entrada para a compreensão da natureza, seus fenômenos, sua relação com a sociedade, economia, ou aquilo que se almeja construir no ambiente escolar.

O professor deve ser livre e autônomo em sala de aula, deve ter presença, ser gestor e não mentor. Caso opte por utilizar o solo e/ou seus componentes como objeto de estudo, é importante que ele saiba responder algumas perguntas, de suma importância para a condução de uma aula sobre o recurso solo, além de facilitar a compreensão e a construção do conhecimento ali pertinente:

3.1. Por que estudar solo?

Ora, a pergunta mais importante de todas. A primeira coisa que se deve ter em mente, antes de planejar uma aula, são os objetivos à serem alcançados. Que tipo de conhecimento você deseja que seus alunos construam… e, a partir dessa concepção, o professor é livre para elaborar e conduzir a turma em uma aula aberta, que vai do expositivo ao explorativo.

O solo tem importância fundamental nos ciclos da natureza, participando da maioria das atividades que ocorrem no planeta. Além de ser o principal substrato para a agricultura, o solo também é suporte para estradas e para construções civis (LANDGRAF, MESSIAS, REZENDE, 2005). Devido a isso, no tocante ao ensino de química, o solo seria uma boa amostra a se analisar, uma vez que faz parte do cotidiano e vida dos estudantes: basta pisar para sentir.

Pisar no chão é um ato simples mas de efeito significativo sob o ponto de vista do processo de aprendizagem. Não é o professor que está falando sobre uma coisa que se chama solo. É o estudante que está sentindo o seu objeto de estudo. Ele pode pegar, sentir, analisar…

3.2. Quem estuda o solo?

Agrônomos, engenheiros civis, biólogos… entre tantos outros profissionais, a formação desses bacharéis passa pela compreensão do solo. Com os químicos não é muito diferente, mas depende da elaboração de uma proposta curricular que contemple a disciplina, o que depende da universidade e da coordenação do curso. Em geral, ao menos química ambiental, todo curso tem. Algumas graduações em química possuem disciplinas como Química do Solo, outras como Ciência do Solo ou Recurso Solo.

O solo é o mesmo, possui um conceito amplo que não muda, seja na área e ciência que for. Agora, o uso do solo como objeto de estudo depende da área e do conhecimento que se deseja construir. A um estudante de engenharia civil não fará sentido estudar os atributos de fertilidade do solo, já que não possui aplicação para ele. Já a resistência do solo para edificação de um prédio de 20 andares parece muito mais interessante. Não é o solo, mas sim a abordagem pertinente.

3.3. Para quem se estuda o solo?

É óbvio que ao planejar uma aula o professor precisa ter um conhecimento prévio da turma. Serão eles o 'público alvo' daquela aula. Porém o leque abrirá ao compreender que o aluno está inserido em um contexto muito mais amplo: a sociedade.

O solo e seus componentes podem servir de objeto de estudo e promover a construção do aprendizado naquilo que tange o próprio aluno que o estuda e investiga. Porém, muito além disso, quando o aluno compreende o solo e a importância de preserva-lo, o conhecimento construído transcende aquele que o porta, adquire um poder de transformação da sociedade e do meio ambiente. Trata-se de um somatório de benefícios: o solo ganha, o meio ambiente ganha, a sociedade, a economia… todos ganham.

3.4. Como estudar o solo?

O solo pode ser estudado tanto no nível macroscópico como microscópico.

Macroscopicamente falando, basta observar uma paisagem degradada para notar a diferença entre um solo conversado e um deteriorado. São muitos os aspectos a serem observados: cor, forma e tamanho das partículas, espécies mineis, os níveis de matéria orgânica (com base na coloração), vegetação e biota em geral, etc.

A nível microscópico pode estudar tudo que é pertinente ao mundo das moléculas, da química e física, do clássico ao espectroscópico. Se o aluno compreende bem o conceito de CTC (capacidade de troca catiônica) ele deve ser capaz de imaginar os átomos de alumínio e hidrônio sendo trocados pelos átomos de potássio, cálcio, magnésio… elucidar na mente o raio iônico dos íons trocáveis, mergulhados na solução do solo, permeando as partículas minerais

do solo. Se o aluno consegue emergir nesse mundo (real, mesmo que criativo), ele estará apto a adentrar ao laboratório e sentir, na prática, como pode ser prazeroso estudar o solo, suas características e propriedades.

São métodos de extração, métodos de análise, métodos de tratamento de dados… o que não faltam são métodos. Cada análise se aplica a um conhecimento particular e preciso, mas que não deve ser compreendido de forma isolada. Saber como estudar o solo significa, também, saber fazer interagir todos os conhecimentos construídos.

4. O SOLO COMO PROMOTOR DA INTERDISCIPLINARIEDADE NO ENSINO DE QUÍMICA

Pensando nos diferentes níveis de formação escolar: utilizando o solo como objeto de estudo, como podemos aborda-lo nas diferentes etapas? Da pré-escola à universidade, há muito o que falar! Desde as criancinhas, aprendendo o que é o solo… o barro que dá forma aos objetos; até o estudante de química em uma universidade qualquer… todos podem compreender o solo sob diferentes aspectos e pontos de vista.

No caso dos cursos superiores, o mais interessante é que o solo pode servir de suporte para construção do conhecimento em diferentes áreas do saber em química. Disciplinas como química analítica, química orgânica, química inorgânica, entre outras, podem utilizar o solo e/ou seus constituintes como objeto de estudo. A matéria orgânica na química orgânica, os minerais do solo na inorgânica, a humificação da matéria orgânica na físico-química, entre outros. A Tabela 1 apresenta propostas diversas de como o solo pode ser trabalhado nas diversas áreas da química.

Em síntese, a tabela acima nos apresenta um universo de possibilidades: o solo passa de mero substrato a objeto de estudo. Mais complexo que isso, o solo permite que o ensino de química ocorra de forma interdisciplinar.

De acordo com Pombo (2005), a interdisciplinaridade é uma tentativa de romper o caráter estreito e sem abertura das disciplinas que compõe uma proposta curricular. Essa tentativa pode-se fazer em diferentes níveis e graus. O primeiro se dá ao o nível da justaposição, do paralelismo, em que as várias disciplinas se encontram simplesmente ao lado umas das outras, se tocam mas que não se interagem (como geralmente se vê nos cursos de química e demais ciências). Em um segundo nível, as disciplinas comunicam umas com as outras, confrontam e discutem as suas

perspectivas, estabelecem entre si uma interação mais ou menos forte. Em um terceiro nível, elas ultrapassam as barreiras que as afastavam, fundem-se em uma outra coisa que transcende a todas.

Tabela 1.
Possibilidades do uso do solo e seus constituintes na construção do conhecimento nas diferentes áreas da química.

Grande Área	Objeto de estudo	Conhecimento à construir
Química Analítica	Solução do solo	A cerca das propriedades das soluções, efeitos dos íons, métodos para extração e de separação de analitos de interesse, etc.
	Íons trocáveis	Equilíbrio químico, pH, etc.
Química Inorgânica	Minerais do solo	Propriedades e características dos metais, efeito para e ferromagnético, cristalografia, etc.
Química Orgânica	Matéria orgânica	Propriedades dos compostos orgânicos, reações orgânicas.
	Substâncias húmicas	Grupos funcionais, reações orgânicas, polaridade de compostos orgânicos, métodos de extração de compostos orgânicos etc.
	Humificação	Estabilidade dos compostos orgânicos, basicidade, ressonância, etc.
Bioquímica	Biomoléculas	Estudo dos açucares, proteínas, aminoácidos e demais biomoléculas.
	Microbiologia do solo	Os microorganismos e suas participações nos ciclos biogeoquímicos.
	Ciclos biogeoquímicos	Ciclos do nitrogênio, do carbono, do oxigênio, etc… quem envolvem os microorganismos presentes no solo.
	Humificação	Os processos bioquímicos que provocam a humificação da matéria orgânica.
Fisico-Química	Atmosfera do solo	Estudo dos gases, suas características e propriedades.
	Sistema solução/atmosfera do solo	Equilíbrio termodinâmico.
	Humificação	Termodinâmica: entropia e entalpia.
Métodos espectroscópicos de análise	Matéria Orgânica, substâncias húmicas e humificação	Identificação de compostos orgânicos, monitoramento da humificação ou seu grau de maturação por técnicas como: RMN, EPR, FTIR, UV, EF, EM e tantas outras…

Entre alguma coisa que é de menos (a simples justaposição) e aquilo que é de mais (a fusão de conteúdos) a interdisciplinaridade designaria o espaço intermediário, a posição intercalar. O sufixo inter estaria lá justamente para apontar essa situação. A proposta é tão simples como isto: partir da compreensão dos diferentes prefixos da palavra disciplinaridade, do que eles têm para nos ensinar, das indicações que transportam consigo, na sua etimologia.

Atualmente a interdisciplinaridade é o lugar onde se pensa a condição fragmentada das ciências e, simultaneamente, se exprime a nossa nostalgia de um saber unificado (POMBO, 2005). Os fenômenos científicos são, por natureza, complexos e sem recortes definidos sendo, portanto, importante que sejam estudados de forma conjunta. Para se encarar esse desafio os temas podem ser tratados por diferentes disciplinas, mas com um olhar multidisciplinar. Nesse modelo não ocorrem quebras entre as disciplinas e se formam os eixos integradores de ensino (FERREIRA, 2012).

A interdisciplinaridade no ensino de química torna-se bastante importante principalmente pelo aspecto da formação do aluno enquanto futuro profissional e cidadão contextualizado em temáticas, por exemplo, relacionadas ao ambiente. É de suma importância que abordagens do cotidiano sejam trazidas à vivência em sala de aula, de modo a despertar nos alunos correlações, comparações e promover o aprendizado significativo (FERREIRA, 2012).

Ferreira (2012) diz que a interdisciplinaridade é desejável, mas o modelo não pode ser imposto. No campo das ciências, este é um conceito amplo e complexo de construção do conhecimento, que deve ultrapassar a disciplina isolada. Se tratando da graduação em química, as disciplinas se dividem naquelas fundamentais e obrigatórias, encontradas em quaisquer proposta curricular, são as grandes área: química geral, analítica, inorgânica, orgânica, bioquímica e físico-química. Além destas disciplinas, existem aquelas que permeiam estas áreas do saber em química e, neste trabalho, são chamadas de subáreas da química, por exemplo: química de polímeros, química do solo, química da madeira, métodos espectroscópicos de análise, cromatografia, entre várias outras.

5. EXPERIMENTAÇÃO UTILIZANDO SOLO: PRÁTICAS E RELATOS PUBLICADOS

Abaixo são apresentados alguns trabalhos publicados em que o solo foi utilizado como objeto de estudo. Referenciados, estes trabalhos são exemplos que poderão auxiliar o leitor na elaboração de uma aula de química que

utilize como objeto de estudo o solo e/ou seus componentes. São apresentados o título, autores e o resumo da publicação. As referências podem ser encontradas na Literatura Recomendada.

5.1. Experimentos em química do solo : uma abordagem interdisciplinar no ensino superior

Nunes, RR; Benetti, F; Pigatin, LBF; Martelli, LFA; Rezende, MOO (20014)

Resumo: Uma atividade interdisciplinar é apresentada como uma forma de promover a aprendizagem significativa. Os conceitos das grandes áreas da química são abordados em um experimento com foco na caracterização de amostras de solo por meio de técnicas espectroscópicas (UV-Vis e fluorescência). A fim de averiguar a visão dos alunos sobre o ensino de química e sua interdisciplinaridade, dois questionários foram aplicados (método Survey): um no início e outro ao final da atividade prática. O experimento permitiu a articulação dos conhecimentos teóricos anteriormente adquiridos nas disciplinas (já construídos, em contextos separados) em um ambiente amplo no qual os conceitos abordados foram observados, analisados e entendidos como fatos conectados.

5.2. Solo e ensino

Becker, E (2005)

Resumo: Neste artigo, objetiva-se sensibilizar cientistas e pesquisadores em Ciência do Solo para a necessidade de integração entre a pesquisa, a produção de material didático sobre solos e a interlocução com a Geografia, que realiza a transposição didática desses conteúdos para a rede de Ensino Básico. Por meio da análise de livros didáticos, constatou-se que o espaço dedicado ao ensino do solo é freqüentemente nulo ou relegado a um plano menor nos conteúdos do Ensino Fundamental e Médio. A extensão universitária deve exercer um importante papel na interlocução da Ciência do Solo com a Rede Escolar de Ensino, especialmente com a Geografia, para a produção de material didático sobre solos, indispensável para educar as próximas gerações na busca de um melhor relacionamento com seu meio natural.

5.3. O solo no ensino de ciências no nível fundamental

Lima, MR (2005)

Resumo: O solo é um componente dos ambientes naturais e antropizados. Apesar de sua importância, este conteúdo usualmente não é abordado com a devida qualidade no Ensino Fundamental. Este artigo visa abordar os problemas do ensino de solos no nível fundamental, e propor alternativas para melhorar essa situação. É discutido o papel das universidades neste processo, especialmente na melhoria da formação dos professores do Ensino Fundamental. Também são discutidas outras estratégias, como a realização de cursos, publicações, experimentos, exposições didáticas e uso da internet

5.4. Método de avaliação quantitativa da formação de solos como ferramenta para o ensino da ciência do solo

Moreau, AMSS; Ker, JC; Oliveira, JT; Araújo, QR (2007)

Resumo: O entendimento dos fatores e processos de formação do solo, bem como, a interpretação dos atributos resultantes da sua gênese reveste-se, muitas vezes, em tarefa árdua tanto para o professor quanto ao aluno. Baseado em um método sugerido para determinação quantitativa de cada camada do perfil do solo, utilizando um mineral resistente e imóvel, devendo este estar presente na fração grosseira do solo, é possível mensurar o desenvolvimento dos solos, podendo ser utilizada como ferramenta no ensino da gênese dos solos tropicais. Para tal, foram selecionados dois perfis de solo, sendo os mesmos desenvolvidos de diferentes materiais de origem. Os solos selecionados pertencem as seguintes classes: Argissolo Amarelo (desenvolvido do Grupo Barreiras nos tabuleiros costeiros) e Latossolo Vermelho (originado do produto de alteração de Charnoquitos e Enderbitos pertencentes à Unidade Monte Verde, datando do Pré-Cambriano). Os resultados demonstraram que nos solos de tabuleiro, as transformações que ocasionam a formação de argilominerais são ínfimas e, a sílica, proveniente do intemperismo dos mesmos sofre perdas laterais no perfil, enquanto que no Latossolo Vermelho distrófico, o acréscimo no peso atual da fração argila foi 45 vezes maior que no Argissolo Amarelo, sendo atribuído a intemperização dos minerais primários e formação das argilas. Portanto trata-se de um sistema mais aberto, sujeito a perdas de bases e sílica pelas águas de drenagem, favorecendo a formação de minerais secundários.

LITERATURA RECOMENDADA

BECKER, E. L. S. **Solo e ensino**. Vidya, 2005, 25, 73.

FERREIRA, V. F. A **interdisciplinaridade é desejável, mas o modelo não pode ser imposto**. Química Nova 2012, 35, 1899.

LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A Importância Ambiental da Vermicompostagem: Vantagens e Aplicações**,1a. ed., São Carlos: Rima, 2005.

LIMA, MR. **O solo no ensino de ciências no nível fundamental**. Ciência Educ, 2005, 11, 383.

MOREAU, A. M. S. S.; KER, J. C.; Oliveira, J. T.; ARAÚJO, Q. R. **Método de avaliação quantitativa da formação de solos como ferramenta para o ensino da Ciência do Solo**. Caminhos de Geografia, 2007, 8, 184.

MUGGLER, C. C.; PINTO SOBRINHO, F. A.; MACHADO, V. A. **Educação em solos: princípios, teoria e métodos**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 2006, 30, 733.

NUNES, RR; BENETTI, F; PIGATIN, LBF; MARTELLI, LFA; REZENDE, MOO. **Experimentos em química do solo : uma abordagem interdisciplinar no ensino superior**. Rev. Virtual Química, 2014, 6, 478.

POMBO, O. **Interdisciplinaridade e integração de saberes**. Liinc. em Revista 2005, 1, 3.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 329 p.

TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. New York: Marcel Dekker, 1998. 521 p.



UNIDADE

1

O Solo



CAPÍTULO 1

Ciclos Biogeoquímicos

Eduardo Bessa Azevedo

1. INTRODUÇÃO

É praticamente impossível, em poucas páginas, tratar do assunto “Ciclos Biogeoquímicos” de maneira aprofundada ou exaustiva. Sendo assim, lançaremos simplesmente as bases desse assunto tão importante quanto interessante para todos aqueles de alguma forma envolvidos com questões ambientais.

Antes de abordarmos o tema, faz-se necessário recordarmos e/ou introduzirmos conceitos fundamentais para compreendermos bem o funcionamento dos ciclos biogeoquímicos.

1.1. Balanço energético terrestre

A força motriz de quaisquer sistemas planetários é, em última análise, sempre o nosso Sol. Através de 149.600.000 km (distância Sol-Terra) recebemos a energia que nos mantém vivos.

No entanto, uma pequena fração da energia incidente no nosso planeta promove, efetivamente, processos biológicos. Em cifras aproximadas: 25% da energia é refletida pelas nuvens e poeira suspensa no ar e 5% pelo solo; 25% é absorvida por nuvens, ozônio e vapor d'água; 43% participa de processos climáticos; e apenas 2% é utilizada na fotossíntese (simplificadamente, $6CO_2 + 6H_2O + luz \rightarrow C_6H_{12}O_6 + 6O_2$).

1.2. 'Degradação' energética

A fotossíntese supre a energia requerida pelos ecossistemas. Mas, ao longo dos elos das cadeias alimentares, esse aporte energético inicial se perde (na verdade, se transforma): estima-se que apenas 10% da energia contida nos organismos de um determinado nível trófico é aproveitada pelos organismos do nível trófico acima. Assim, a energia flui num só sentido nos ecossistemas e diminui ao longo das cadeias alimentares.

1.3. Nutrientes

Ao contrário da energia, muitos nutrientes circulam nos ecossistemas de forma cíclica. Os elementos que participam de ciclos podem ser divididos em:

- Macronutrientes (> 0,2% do peso orgânico seco): "Os Seis Grandes" – C, H, O, N, P e S; Outros – Cl, K, Na, Ca, Fe e Mg.

- Micronutrientes (< 0,2% do peso orgânico seco): Al, B (plantas verdes), Co (cianocobalamina), Cu (algumas enzimas), Cr, Mo (bactérias fixadoras de nitrogênio), V e Zn.

1.4. Classificação dos ciclos

Os ciclos podem ser divididos de forma ampla em (Figura 1):

- Ciclos endogênicos, que envolvem predominantemente rochas subterrâneas de vários tipos; e

- Ciclos exogênicos, que ocorrem principalmente na superfície da Terra e normalmente têm um componente atmosférico. Solo e sedimentos podem ser encarados como sendo compartilhados pelos dois tipos de ciclos, constituindo a interface predominante entre eles.

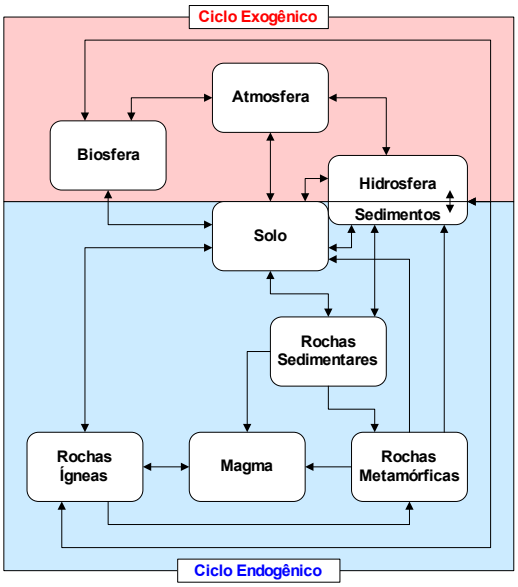


Figura 1. Ciclo Endogênico × Exogênico.

Os ciclos geológicos podem ser divididos em: tectônicos, rochosos, hidrológico e biogeoquímicos. Esses dois últimos nos interessam sobremaneira porque são aqueles com os quais os seres humanos temos mais interação.

Os ciclos biogeoquímicos são assim chamados pois incluem componentes biológicos (biosfera: produtores, consumidores e decompositores) e componentes geológicos (atmosfera, litosfera e hidrosfera). Podem ser sedimentares ou gasosos. Nos sedimentares (P, S, Ca, Mg, K), o reservatório que supre os elementos e os recebe de volta é a litosfera, ao passo que, nos gasosos (C, N, O), o reservatório é a atmosfera.

1.5. Terminologia

Os ciclos biogeoquímicos têm uma terminologia bem definida, à qual devemos conhecer para que não haja dubiedade:

- Reservatório (M): é uma determinada quantidade de material definida pelas suas características físicas, químicas ou biológicas (kg). Alguns exemplos incluem:

  Carbono na atmosfera (presentes em gases como o CO_2, CO, CH_4 etc.);

  Nitrogênio na matéria orgânica do solo (MOS); e

  Mercúrio em tecidos de peixes.

- Fluxo (F): é a quantidade de material transferida de um reservatório para outro por unidade de tempo (kg ano^{-1}).

  Na queima de combustíveis fósseis, o carbono neles presente é transferido para a atmosfera (como CO_2);

  Deposição de nitrogênio da atmosfera para a terra (na forma de NO_3^-, por exemplo); e

  Lixiviação do excesso de PO_4^{3-} aplicado no solo para rios.

- Processo: uma atividade física, química ou biológica que resulta num fluxo ou numa variação de massa ou de forma química.

  Evaporação;

  Oxidação (CH_4 atmosférico convertido a formaldeído, HCHO, por exemplo); e

  Fotossíntese.

- Ciclo: é um sistema com dois ou mais reservatórios conectados por fluxos; pode ser fechado ou aberto.

- Fonte (Q): é um fluxo de entrada em um reservatório (kg ano^{-1}).

- Sumidouro (S): é um fluxo de saída de um reservatório (kg ano^{-1}).

Vamos, a seguir, detalhar um pouco os ciclos dos principais macronutrientes (C, H, O, N, P e S). O hidrogênio faz parte do ciclo hidrológico. Já carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre têm seus próprios ciclos biogeoquímicos.

2. CICLO HIDROLÓGICO

O ciclo hidrológico pode ser resumido por meio dos seguintes processos (Figura 2):

- Detenção: parte da precipitação fica retida na vegetação, nas depressões do terreno e em construções. Essa massa de água retorna à atmosfera pela ação da evaporação ou penetra no solo pela infiltração.

- Escoamento superficial: constituído pela água que escoa sobre o solo, fluindo para locais de altitudes inferiores, até atingir um corpo d'água como um rio, lago ou oceano. A água que compõe o escoamento superficial pode também sofrer infiltração para as camadas superiores do solo, ficar retida ou sofrer evaporação.

- Infiltração: a água infiltrada pode sofrer evaporação, ser utilizada pela vegetação, escoar ao longo da camada superior do solo ou alimentar o lençol de água subterrâneo.

- Escoamento subterrâneo: constituído por parte da água infiltrada na camada superior do solo, sendo bem mais lento que o escoamento superficial. Parte desse escoamento alimenta os rios e os lagos, além de ser responsável pela manutenção desses corpos durante épocas de estiagem.

- Evapotranspiração: parte da água existente no solo que é utilizada pela vegetação e é eliminada pelas folhas na forma de vapor.

- Evaporação: em qualquer das fases descritas anteriormente, a água pode voltar à atmosfera na forma de vapor, reiniciando o ciclo hidrológico.

- Precipitação: água que cai sobre o solo ou sobre um corpo d'água.

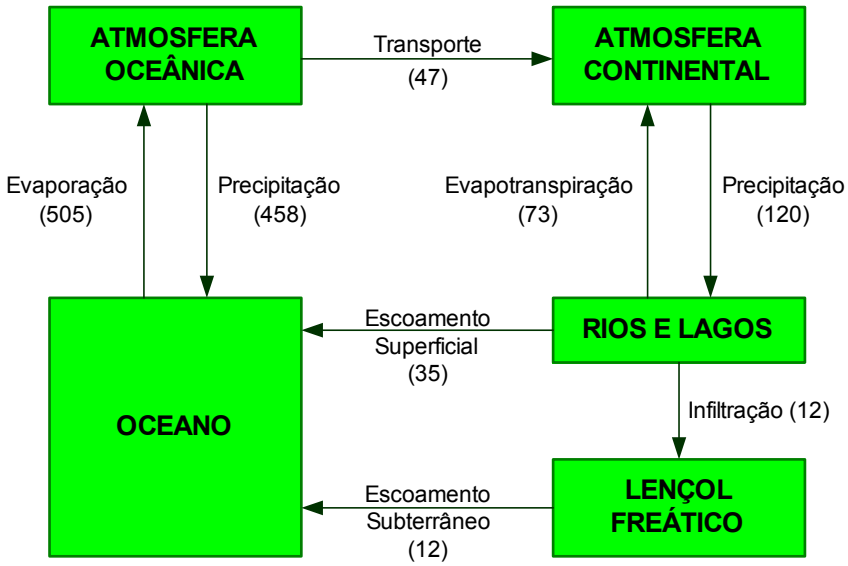


Figura 2. Fluxograma simplificado do ciclo hidrológico (fluxos em Pg ano^{-1}).

O ciclo hidrológico simplesmente move a água de um lugar para outro. Este processo fornece água doce para os continentes e ilhas e ao mesmo tempo tem um papel vital na criação de um clima habitável e na moderação das temperaturas globais. O movimento da água de volta para os mares e oceanos através dos rios e geleiras é uma das principais forças geológicas da Natureza, moldando a Terra e redistribuindo os materiais. As plantas têm um papel importante no ciclo hidrológico, absorvendo a água subterrânea e bombeando-a para a atmosfera pela transpiração (transporte mais evaporação).

Como podemos observar na Figura 2, nos oceanos e mares a precipitação é menor que a evaporação. Esse “excesso” de vapor d’água é transportado para os continentes e ilhas, onde o processo inverso ocorre, ou seja, a evapotranspiração é menor do que a precipitação, o que possibilita a formação de rios, lagos e lençóis freáticos. Novamente, o “excesso” de água move-se superficial ou subterraneamente, por escoamento, para dentro dos rios, lagos, mares e oceanos.

Embora as massas d’água do planeta sejam gigantescas, é falsa a ideia de que temos água doce em abundância. Aproximadamente 97% da água é salgada; dos 3% restantes, 2,27% se encontram na forma de gelo nos polos e geleiras. Em suma, apenas 0,74% da água do planeta e doce e está na forma líquida, disponível em rios, lagos e lençóis freáticos.

A distribuição é extremamente desigual e não está de acordo, na maioria dos casos, com as necessidades da população, da indústria e da agricultura. Além da má distribuição, é crescente a degradação dos recursos hídricos, resultado da ação antrópica, tornando grande parte da água doce imprópria para seus diversos usos.

A ação antrópica tem se dado pelo desmatamento e pela impermeabilização do solo (pavimentação e construções em ambientes urbanos e sobrepastoreio em ambientes rurais). Isso acelera a evaporação e reduz a recarga dos aquíferos, aumentando as enchentes. Nas regiões de clima frio, as enchentes podem também ocorrer pelo degelo de geleiras.

Uma grande perturbação do ciclo hidrológico é esperada devido às mudanças climáticas globais, que incluem o aquecimento da superfície terrestre. Tais mudanças climáticas afetariam o ciclo da água provocando o derretimento de geleiras, a alteração nos padrões de precipitação e influenciaram os padrões de transpiração e evapotranspiração de plantas.

3. CICLO DO OXIGÊNIO

O ciclo envolve trocas entre o oxigênio presente em enormes quantidades na atmosfera e o quimicamente ligado ao carbono (CO_2), ao hidrogênio (H_2O), à matéria orgânica etc. Portanto, esse ciclo está fortemente ligado a outros ciclos elementares, particularmente ao ciclo hidrológico e ao do carbono. Ele ainda é pouco conhecido e a Figura 3 mostra os processos que são considerados os mais significativos com seus respectivos valores aproximados de fluxo.

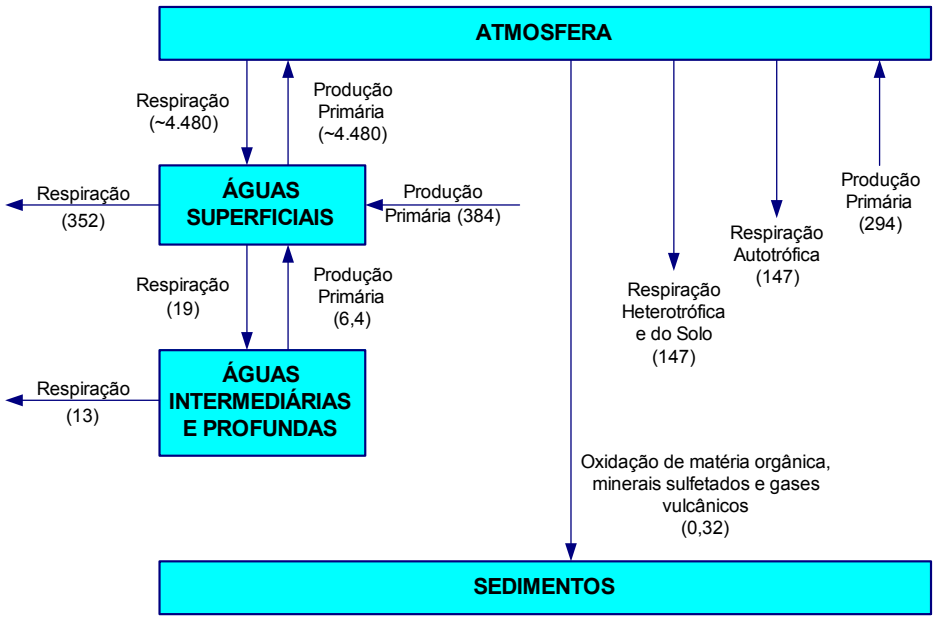


Figura 3. Fluxograma simplificado do ciclo biogeoquímico global do oxigênio (fluxos em Pg ano^{-1}).

Esse ciclo está estreitamente relacionado aos processos de fotossíntese e de respiração aeróbia. O oxigênio é fixado durante a combustão e outros processos metabólicos dos organismos. Por outro lado, ele é liberado na fotossíntese.

Os vegetais também utilizam o oxigênio, através da respiração, quando o mesmo se combina com a glicose, resultando em gás carbônico e água e liberando energia.

O oxigênio prontamente oxida, também, minerais reduzidos quando expostos ao ar por processos geológicos ou minerações. É o caso da pirita (FeS_2), normalmente exposta durante a mineração de carvão, gerando a Drenagem Ácida de Mina (DAM).

Outro aspecto particularmente importante do ciclo do oxigênio é a formação e decomposição do ozônio estratosférico (O_3).

A ação antrópica tem ocasionado, principalmente, duas alterações:

- O descarte de esgotos com elevados teores de matéria orgânica (MO) em corpos d'água, resulta na proliferação excessiva de bactérias. Essas, ao decomporem a MO, consomem o oxigênio dissolvido (OD)

no meio, gerando, muitas vezes, condições de anaerobiose, causando a morte de peixes e de outros organismos aeróbios.

- A emissão atmosférica de compostos halogenados, principalmente organoclorados, tem sido a grande responsável pela depleção do O_3 atmosférico e a consequente geração periódica de buracos na camada de ozônio.

4. CICLO DO CARBONO

O carbono é um elemento químico de grande importância para os seres vivos, pois participa da composição química de todos os compostos orgânicos e de muitos dos inorgânicos.

O ciclo do carbono (Figura 4) também é importante para o clima: o gás carbônico (CO_2) e o metano (CH_4) são gases do efeito estufa e ajudam a regular as temperaturas globais. Embora o gás carbônico se encontre na atmosfera numa concentração bem baixa, aproximadamente 0,03% e, em proporções semelhantes, dissolvido na camada superficial dos mares, oceanos, rios e lagos, ele é considerado o mais impactante dos gases do efeito estufa.

O carbono incorpora-se aos seres vivos quando os vegetais, utilizando o CO_2 do ar, ou os carbonatos (CO_3^{2-}) e hidrogenocarbonatos (HCO_3^-) dissolvidos na água, realizam a fotossíntese. Dessa maneira, o carbono desses compostos é utilizado na síntese de compostos orgânicos (açúcares, proteínas, lipídeos, ceras etc.) que vão fazer parte da constituição de outros seres vivos.

Enquanto ocorre a fotossíntese, o pH aumenta e, dependendo das concentrações de cálcio (Ca^{2+}) e carbonato, o carbonato de cálcio ($CaCO_3$) pode precipitar. Nos oceanos, esses processos operam numa escala imensa. As espécies carbonatadas estão presentes em todas as águas naturais devido ao CO_2 atmosférico, à matéria orgânica remineralizada e a minerais carbonatados dissolvidos. Os oceanos são especialmente um grande reservatório de compostos carbônicos e têm um papel importante no estabelecimento e manutenção do ciclo global do carbono.

Dessa forma, a maior parte do carbono está nas rochas (principalmente as carbonatadas) e sedimentos. Para se ter uma ideia, há cerca de 3 vezes mais carbono no solo do que nas plantas terrestres. O fato de os sedimentos

oceânicos serem ricos em $CaCO_3$ indica que, embora a reação de dissolução seja termodinamicamente favorável, a cinética é lenta.

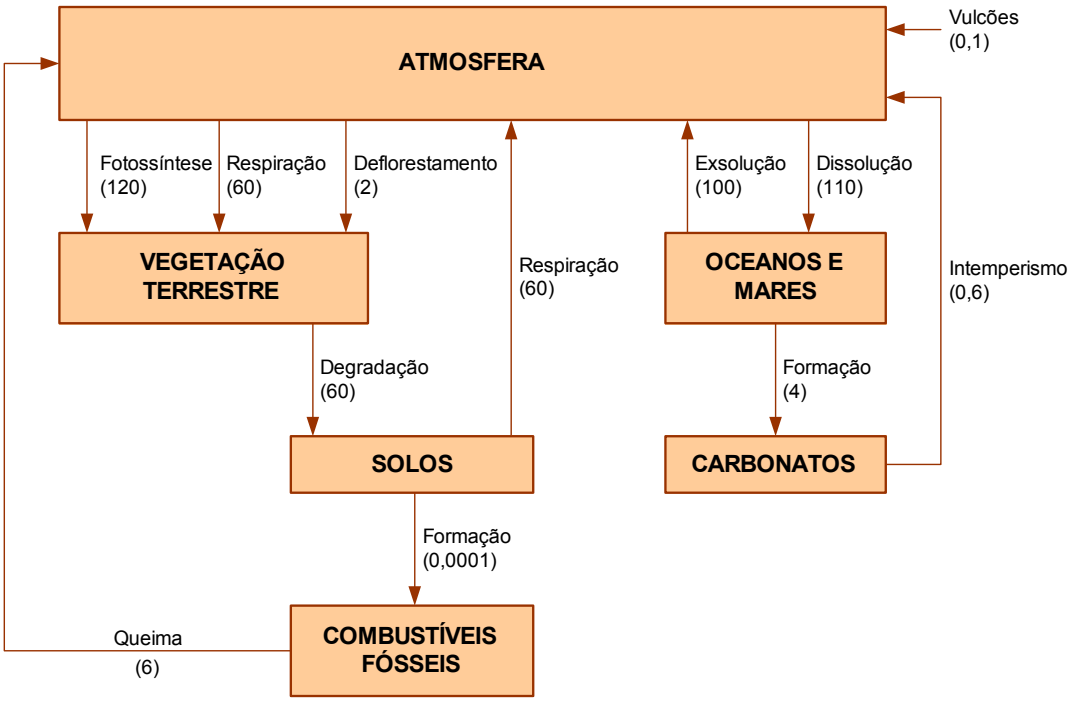


Figura 4. Fluxograma simplificado do ciclo biogeoquímico global do carbono (fluxos em Tg ano^{-1}).

À medida que os micro-organismos e conchas carbonatadas afundam nos oceanos, o fluxo solar declina até valores desprezíveis. A combinação desses dois fatores (soterramento e ausência de luz solar) favorece a decomposição biológica da matéria orgânica, convertendo novamente as formas de carbono orgânico em espécies minerais solúveis.

A decomposição de biomassa morta é um processo-chave no ciclo do carbono, controlado quase que exclusivamente pela atividade microbiana. Ela permite que o carbono fixado seja novamente mobilizado e volte a participar do ciclo.

Um outro mecanismo de retorno do carbono ao meio ambiente é por intermédio da combustão de combustíveis fósseis (gasolina, óleo diesel, gás natural etc.). Além disto, a queima de florestas é uma outra forma de

devolução, mas vale ressaltar que esse método pode acarretar sérios danos ao ambiente, ocasionando grandes variações no ecossistema global do planeta.

5. CICLO DO FÓSFORO

O fósforo é um elemento químico que participa estruturalmente de moléculas fundamentais do metabolismo celular, como fosfolipídios, coenzimas e ácidos nucleicos. O uso mais comum do fósforo é como fertilizante. Ele é um dos componentes principais dos fertilizantes chamados de NPK (contêm nitrogênio, fósforo e potássio). Seu ciclo simplificado está representado na Figura 5.

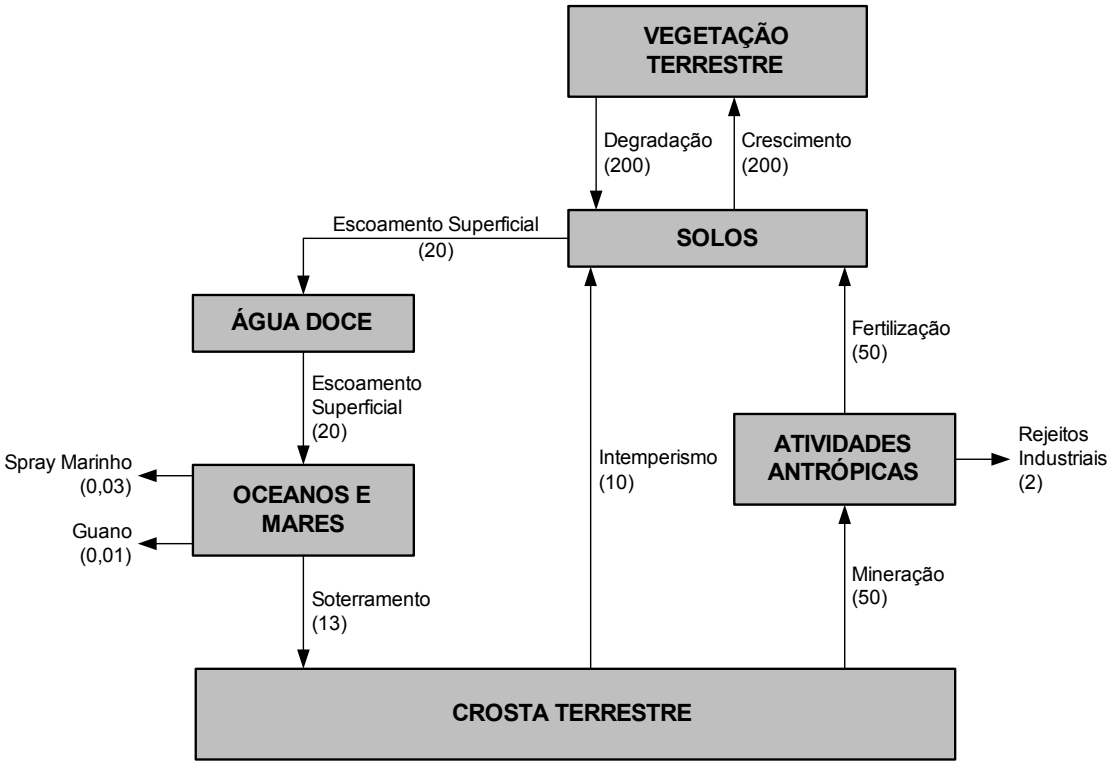


Figura 5. Fluxograma simplificado do ciclo biogeoquímico global do fósforo (fluxos em Gg ano^{-1}).

Por ter a capacidade de formar compostos solúveis, o fósforo é facilmente carregado pela chuva para os lagos e rios, podendo causar o fenômeno da eutrofização. Daí a importância de se usar as quantidades corretas de

fertilizante para um determinado binômio solo-cultura: se ele for aplicado em excesso, o impacto ambiental negativo sobre os corpos d'água poderá ser bastante significativo.

O retorno do fósforo ao meio ocorre pela ação de bactérias fosfolizantes, atuando nas restos de animais e plantas, após sua morte. O fósforo retorna ao meio na forma de compostos solúveis, facilmente carreados pela chuva para os lagos e rios e destes para os mares, de forma que o fundo do mar passa a ser um grande depósito de fósforo.

Os grandes reservatórios de fósforo são as rochas e outros depósitos formados durante as eras geológicas — $Ca_5(PO_4)_3(F,Cl,OH)$ (apatitas) e $Fe_3(PO_4)2{\cdot}8H_2O$ (vivianita). Esses reservatórios, devido ao intemperismo, pouco a pouco fornecem o fósforo para os ecossistemas, onde é absorvido pelos vegetais e posteriormente transferido aos animais superiores e, por consequência, ao homem, via cadeia alimentar.

A maioria do fósforo nas plantas cicla entre as plantas vivas e mortas. A adição pelo intemperismo é pequena comparada à ciclagem entre as plantas.

As aves marinhas desempenham um papel importante no transporte de fósforo para o ambiente terrestre, pois ao se alimentarem de peixes marinhos e excretarem em terra firme, trazem de volta o fósforo. Há ilhas cobertas de guano (excremento das aves), demonstrando o quanto as aves são importantes para a manutenção do ciclo.

No entanto, a transferência natural do fósforo do oceano para a terra é muito pequena: menos de 0,03 Gg ano^{-1} devido ao spray marinho e 0,01 Gg ano^{-1} devido ao guano. Além disso, o fósforo não forma nenhum gás estável. Sendo assim, a adição de fósforo à terra é lenta (a concentração na chuva é baixa).

O fósforo é, então, um nutriente fortemente limitante porque ele não pode ser transferido do oceano para as plantas muito eficientemente.

Como da massa de fósforo presente na crosta terrestre, somente 0,0001% é recuperável, é muito preocupante a aceleração da transferência do fósforo das rochas para as plantas e os solos a partir das atividades antrópicas (cerca de 5× mais rapidamente do que o intemperismo). As fontes para a mineração são o guano e rochas muito antigas (10 a 15 milhões de anos atrás) formadas em mares rasos que secaram. Tais rochas não estão sendo formadas hoje em dia tão rapidamente. Em um cenário de crescimento populacional e o consequente aumento da demanda de alimentos, não podemos prescindir dos fertilizantes.

6. CICLO DO NITROGÊNIO

É o ciclo mais complexo dentre os gasosos. Sua complexidade advém de duas características principais:

- O nitrogênio ocorre com vários números de oxidação, dando origem a uma grande variedade de compostos, por exemplo, nitrato (NO_3^-, +5), dióxido de nitrogênio (NO_2, +4), nitrito (NO_2^-, +3), óxido nítrico (NO, +2), óxido nitroso (N_2O, +1), gás nitrogênio (N_2, 0), amônia (NH_3, –3), amônio (NH_4^+, –3) etc.; e

- Embora o nitrogênio seja um elemento indispensável à vida, por fazer parte de aminoácidos, proteínas, bases nitrogenadas e nucleotídeos (ATP, por exemplo) e a atmosfera seja um imenso reservatório, pois contém 78% deste gás, a maior parte dos seres vivos é incapaz de utilizá-lo. Apenas alguns tipos de bactérias, algas e fungos conseguem captar o N_2 na síntese de moléculas orgânicas nitrogenadas.

O nitrogênio é, portanto, um nutriente limitante; precisa ser fixado para se tornar utilizável pelas plantas (Figura 6).

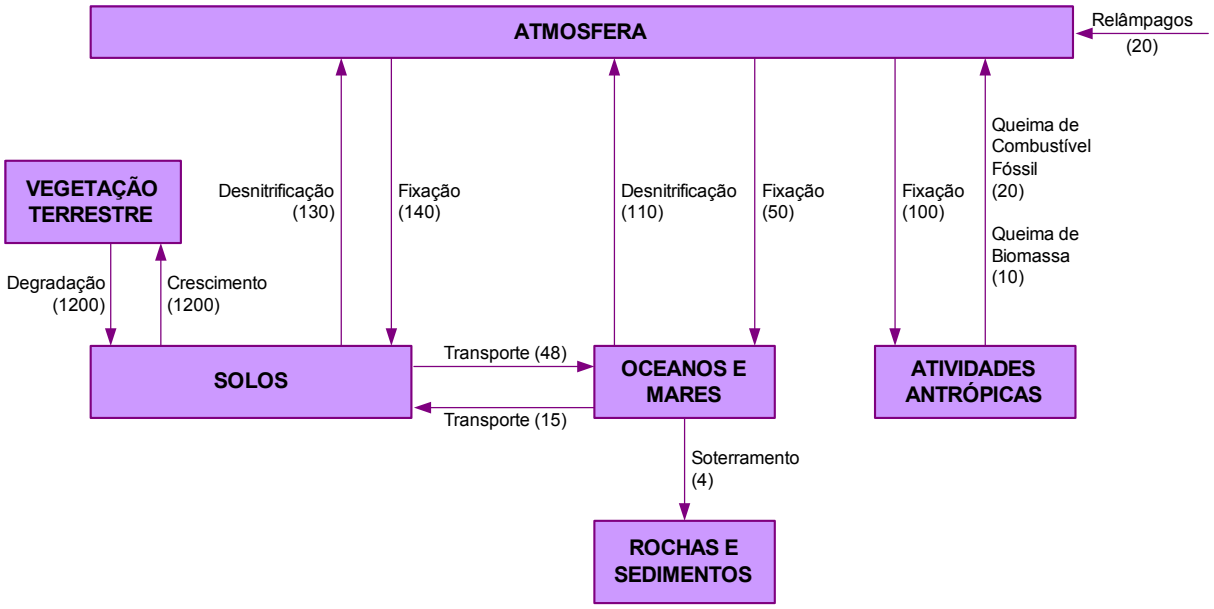


Figura 6. Fluxograma simplificado do ciclo biogeoquímico global do nitrogênio (fluxos em Gg ano^{-1}).

A fixação biológica do nitrogênio responde por 90% do total de nitrogênio fixado na natureza. Já a fixação industrial (processo Haber-Bosch) é usada para fabricar fertilizantes e fornecer nitrogênio utilizável às plantações. Esse fluxo é comparável à fixação natural.

Fenômenos físicos, como os relâmpagos e faíscas elétricas, são processos fixadores de nitrogênio. A produção de amônia por esses fenômenos atmosféricos é pequeníssima, sendo praticamente negligenciável em face às necessidades dos seres vivos.

A biofixação do N_2 é realizada por micro-organismos que vivem livres no solo — bactérias dos gêneros *Azobacter* (aeróbias) e *Clostridium* (anaeróbias) — ou associados às raízes de plantas, principalmente a leguminosas (bactérias do gênero *Rhizobium*, algas azuis do gênero *Anabaena* e *Nostoc* e certos fungos. Esses últimos são conhecidos genericamente por radícolas, pois vivem em nódulos nas raízes das plantas, estabelecendo uma relação de mutualismo, ou seja, eles recebem proteção da planta e em troca lhe fornecem um farto suprimento de nitrogênio aproveitável (NH_3).

Então, independentemente do tipo de fixação (biológica, física ou industrial), este processo converte gás nitrogênio em amônia: $N_2 \rightarrow NH_3$.

Combinando-se com a água do solo, a amônia forma hidróxido de amônio que ionizando-se produz amônio e íon hidroxila. Esse processo é denominado de amonização: $NH_3 + H_2O \rightarrow NH_4OH \rightarrow NH_4^+ + OH^-$.

A oxidação dos íons amônio produz nitritos, que são liberados para o meio ambiente ou oxidados a nitrato. A conversão dos íons amônio em nitrito e nitrato é conhecida por nitrificação, que ocorre pela ação de bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrobacter*), que são autotróficas.

O processo de nitrificação pode ser dividido em duas etapas:

- Nitrosação — A amônia é transformada em nitrito

$2\ NH_3 + 3\ O_2 + 2\ OH^- \rightarrow 2\ NO_2^- + 4\ H_2O + \text{Energia}$, ou

$2\ NH_4^+ + 3\ O_2 \rightarrow 2\ HNO_2 + 2\ H_3O^+ + \text{Energia}$

- Nitração — O nitrito é transformado em nitrato

  $2\ NO_2^- + O_2 \rightarrow 2\ NO_3^- + \text{Energia, ou}$

  $2\ HNO_2 + O_2 + 2\ H_2O \rightarrow 2\ H_3O^+ + NO_3^- + \text{Energia}$

  Os nitratos, quando liberados para o solo, podem ser absorvidos e metabolizados pelas plantas.

A primeira etapa da assimilação do nitrato é uma troca iônica na raiz ou na superfície de um micro-organismo — essencialmente um processo de neutralização ácido-base. Isso se dá porque o ânion trocado é normalmente um ânion de ácido fraco, como o CO_3^{2-}, capaz de agir como aceptor de prótons:

- Raiz: $CO_3^{2-} + 2NO_3^- \rightarrow CO_3^{2-} +$ Raiz: $(NO_3^-)_2$. Em um sistema fechado, a acidez gerada pela nitrificação é pelo menos parcialmente neutralizada pela assimilação.

- Assimilação: $CO_3^{2-} + 2H_3O^+ \rightarrow CO_2 + 3H_2O$. Sendo assim, a assimilação do nitrato é um meio de imobilização biológica de espécies nitrogenadas e, ao mesmo tempo, de neutralizar a acidez.

As bactérias nitrificantes são quimioautotróficas, ou seja, utilizam-se da energia liberada na nitrificação para sintetizar as suas substâncias orgânicas. Por meio da excreção ou da morte, os produtos nitrogenados dos organismos são devolvidos ao ambiente. Os excretas nitrogenados eliminados para o ambiente, como ureia e ácido úrico, são transformados em amônia pela ação de bactérias e fungos decompositores. Outros compostos nitrogenados, como proteínas, por exemplo, são degradados por ação de bactérias e fungos, transformando-os em amônia. A conversão do nitrogênio orgânico em inorgânico (NH_3) é um tipo de mineralização chamado de amonificação.

A amônia produzida pelos fixadores ou pela amonificação pode ser aproveitada pelas bactérias nitrificantes ou ser transformada em gás N_2, desprendendo-se para a atmosfera. Essa devolução de nitrogênio para a atmosfera é conhecida por desnitrificação e é comumente realizada pelas bactérias desnitrificantes (*Pseudomonas denitrificans* e *Achromobacter*). Aparentemente indesejável, a desnitrificação é necessária porque, se não ocorresse, a concentração de nitratos no solo aumentaria de maneira desastrosa.

Assim, o ciclo do nitrogênio envolve, basicamente, os seguintes processos, todos mediados por micro-organismos (Figura 7):

- Fixação: conversão de N_2 em NH_3;

- Amonização: conversão de NH_3 em NH_4^+;

- Nitrificação: conversão de NH_4^+ em NO_3^-:

  Nitrosação: conversão de NH_4^+ em NO_2^-; e

  Nitração: conversão de NO_2^- em NO_3^-;

- Assimilação: conversão de NO_3^- em nitrogênio orgânico;

- Amonificação: conversão de nitrogênio orgânico em NH_3; e

- Desnitrificação: conversão de NH_3 em N_2.

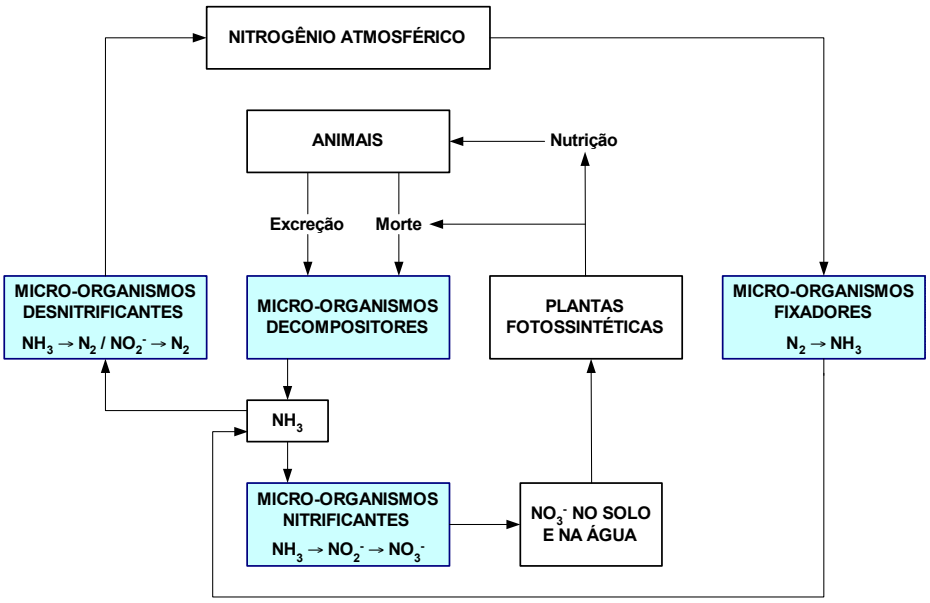


Figura 7. Fluxograma do ciclo biogeoquímico do nitrogênio enfatizando as transformações envolvidas.

O resultado líquido dos processos biológicos e geoquímicos é que o NH_4^+ é imobilizado, enquanto a mobilidade do NO_3^- está sujeita somente ao controle biológico. O NO_3^-, portanto, é prontamente lixiviado através do solo para águas superficiais ou subterrâneas sob várias condições ambientais particulares:

- Quando há pouca ou nenhuma planta, como num campo não cultivado ou em uma floresta desmatada.

- Em situações nas quais as plantas estão dormentes, como no inverno.

- Na agricultura intensiva, onde fertilizantes nitrogenados em excesso são aplicados.

A ação antrópica tem ocasionado a poluição do ar, com lançamentos de NO_x (óxidos de nitrogênio — N_2O, NO, NO_2, N_2O_3 e N_2O_5), a partir de indústrias e de veículos automotores, causando danos ao homem e a outros organismos vivos, principalmente em áreas de maior concentração urbana (deposição ácida, smog fotoquímico etc.).

O uso intensivo de fertilizantes na agricultura, assim como os lançamentos de esgoto, resultam no carreamento de nitrogênio para os corpos d'água, proporcionando o fenômeno da eutrofização, com a proliferação excessiva de algas e de vegetação aquática. É importante ressaltar que, normalmente, em corpos d'água doce, o nutriente limitante é o fósforo e não o nitrogênio. Em corpos salinos, o nitrogênio passa ter um papel preponderante.

No processo Haber-Bosch, o ar é a fonte de N_2 e o CH_4 é a fonte de H_2. Ele é conduzido a aproximadamente 300 bar e 500°C na presença de um catalisador de Ni. Portanto, ele requer uma substância não renovável, é intensivo em energia (altas pressões e temperaturas) e gera um resíduo sólido contendo um metal tóxico. Mesmo em condições tão agressivas, o rendimento dessa reação é de apenas 26%!

Por último, o NO_3^- é tóxico para os seres humanos e outros mamíferos. De fato, o NO_3^- em si não é tóxico; ao invés dele, é o NO_2^- a espécie altamente tóxica que é produzida a partir da redução do nitrato pela bactéria *Escherichia coli* no trato intestinal dos mamíferos. O NO_2^- então reage com a hemoglobina causando uma cianose severa, especialmente em crianças (metahemoglobinemia ou doença do bebê azul). Alternativamente, ele pode reagir com aminas secundárias para formar *N*-nitrosaminas, substâncias altamente cancerígenas.

7. CICLO DO ENXOFRE

O enxofre possui um papel vital nos organismos, especialmente como um componente menor mais essencial das proteínas. O enxofre representa aproximadamente 0,5% da massa seca de plantas e micro-organismos e 1,3% do tecido animal.

Os compostos sulfurados são determinantes da acidez da chuva, das águas superficiais e do solo. Além disso, o enxofre em particulados e em gotículas no ar, pode agir como regulador crítico do clima global.

O ciclo do enxofre (Figura 8) é complexo devido ao grande número de estados de oxidação que este elemento pode assumir, incluindo o sulfeto de hidrogênio (H_2S, –2), o dióxido de enxofre (SO_2, +4), o sulfato (SO_4^{2-}, +6) e o ácido sulfúrico (H_2SO_4, +6) etc. Os processos inorgânicos são responsáveis por muitas destas transformações, mas os organismos vivos, especialmente as bactérias, também sequestram o enxofre em depósitos biogênicos ou o liberam para o meio ambiente. Qual dos vários tipos de bactérias irão prevalecer em uma determinada situação irá depender da concentração de oxigênio, do pH e do nível de luminosidade.

Compostos reduzidos de enxofre, principalmente o H_2S, são formados por atividade bacteriana anaeróbica, no processo de oxidação de carbono orgânico a CO_2 e redução de SO_4^{2-} a S_2^-. Parte deste, ao reagir com íons metálicos é fixado na litosfera, na forma de rochas e sedimentos.

Na presença de oxigênio, bactérias aeróbicas também podem produzir S_2^-, pela decomposição de matéria biológica contendo enxofre

Compostos reduzidos de enxofre como o H_2S, o dimetil sulfeto (DMS ou CH_3SCH_3), o sulfeto de carbonila (COS) e o dissulfeto de carbono (CS_2) são voláteis e rapidamente escapam para a atmosfera. Na troposfera, eles tendem a ser oxidados a SO_2.

A maioria do enxofre da Terra está combinado em rochas e minerais subterrâneos, tais como o dissulfeto de ferro (pirita, FeS_2) e o sulfato de cálcio hidratado (gesso ou gipsita, $CaSO_4 \cdot 2H_2O$). Este enxofre inorgânico é liberado para a atmosfera e para as águas pelo intemperismo, por emissões de vulcões marinhos e por erupções vulcânicas.

Os ecossistemas, de uma forma geral, não necessitam tanto de enxofre como de nitrogênio e fósforo, mas quando se formam sulfetos de ferro nos sedimentos, o fósforo é convertido de uma forma insolúvel a uma forma solúvel, sendo que esta forma pode ser assimilada pelos organismos vivos.

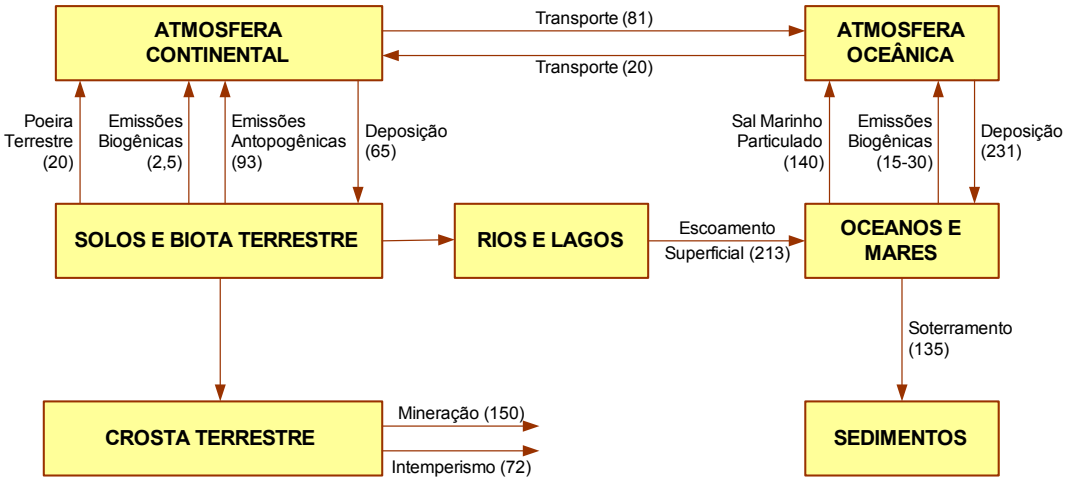


Figura 8. Fluxograma simplificado do ciclo biogeoquímico global do enxofre (fluxos em Tg ano^{-1}).

No reservatório terrestre, os micro-organismos têm função preponderante, devido a reações redox. Dessas reações resulta a recuperação do enxofre dos sedimentos mais profundos.

As atividades antrópicas também liberam grandes quantidades de enxofre, principalmente através da queima de combustíveis fósseis. As emissões totais de enxofre de origem antropogênica por ano são equivalentes àquelas vindas de processos naturais, sendo a chuva ácida principalmente causada pelo ácido sulfúrico produzido como resultado do uso de combustíveis fósseis, um sério problema em muitas áreas. O SO_2 e os aerossóis contendo $SO4^{2-}$ causam problemas à saúde humana, danificam prédios e vegetações e reduzem a visibilidade.

No ciclo biogeoquímico do enxofre, podemos ver o quão dramático pode ser o impacto ambiental das atividades humanas sobre a natureza (em escala global). Na época pré-industrial, o fluxo líquido de enxofre (como aerossol de sulfatos) era do oceano para o continente. Se observarmos a Figura 8, houve uma reversão do fluxo líquido de enxofre, agora do continente para os oceanos.

8. CONCLUSÕES

Esperamos ter, em poucas páginas, enfatizado o caráter cíclico da matéria em nosso planeta. Diferentemente da energia, a quantidade de matéria na Terra é aproximadamente constante, desde que desconsideremos trocas com o espaço (meteoros, perda de gás hidrogênio) e reações nucleares. É importante termos essa consciência porque a matéria tem de estar sempre em movimento para que os processos biológicos que sustentam a vida sejam mantidos.

Esperamos também ter enfatizado o papel fundamental dos micro-organismos nos ciclos biogeoquímicos. Sem a decomposição microbiana da matéria orgânica morta, liberando os elementos que a constituem, os ciclos simplesmente não existiriam.

Pudemos também perceber que os ciclos não são estanques, isto é, interagem entre si. Isso ilustra muito bem o fato de que havendo um desequilíbrio em um ciclo, fatalmente esse desequilíbrio se estenderá a outros ciclos fazendo que se chegue até o Homem, uma vez que o Homem depende dos ecossistemas onde vive.

Através das atividades antrópicas, temos causado grandes impactos aos ciclos, aumentando alguns reservatórios e diminuindo outros (como exemplo, temos a adição de gás carbônico à atmosfera e a redução das reservas de fósforo pela mineração excessiva), alterando ou até criando ou impedindo fontes e sumidouros.

É certo que os ciclos biogeoquímicos têm uma determinada resiliência, adaptando-se a mudanças ambientais. Esquecemos, porém, que as adaptações acontecem ao longo de milhares ou até milhões de anos. As atividades antrópicas têm imposto mudanças bastante significativas em um curto espaço de tempo. Basta recordarmos que, em aproximadamente 200 anos, fomos capazes de inverter o fluxo de enxofre entre os oceanos e os continentes!

Ainda sabemos pouco sobre o funcionamento dos ciclos biogeoquímicos. As mudanças ambientais globais nos trouxeram a um terreno perigoso, por ser desconhecido. Nem os mais avançados simuladores são capazes de prever o resultado das modificações realizadas na intrincada rede que nos sustenta.

LITERATURA RECOMENDADA

ADUAN, R. E.; VILELA, M. F.; REIS JÚNIOR, F. B. Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. 25 p.

ANDREAE, M. O. Ocean-atmosphere interactions in the global biogeochemical sulfur cycle. Marine Chemistry, v. 30, p. 1-29, 1990.

BAIRD, C.; CANN, M. Environmental chemistry. Nova Iorque: W. H. Freeman and Company, 2012. 736 p.

BATES, T. S.; LAMB, B. K.; GUENTHER, A.; DIGNON, J.; STOIBER, R. E. Sulfur emission to the atmosphere from natural sources. Journal of Atmospheric Chemistry, v. 14, n. 1-4, p. 315-337, 1992.

BRIMBLECOMBE, P. The global sulphur cycle. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K.; SCHLESINGER, W. H. (Eds.). Treatise on Geochemistry. Amsterdã: Elsevier Science Ltd., 2005. v. 8, 720 p.

CHARLSON, R. J.; ANDERSON, T. L.; McDUFF, R. E. The sulfur cycle. In: BUTCHER, S. S.; CHARLSON, R. J.; ORIANS, G. H.; WOLFE, G. V. (Eds.). Global Biogeochemical Cycles. San Diego: Academic Press, 1992. p. 285-300.

CUNNINHAM, W. P.; CUNNINHAM, M. A. Environmental science: a global concern. Nova Iorque: The McGraw-Hill Companies, Inc., 2010. 616 p.

GALLOWAY, J. N. The global nitrogen cycle. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K.; SCHLESINGER, W. H. (Eds.). Treatise on Geochemistry. Amsterdã: Elsevier Science Ltd., 2005. v. 8, 720 p.

KEELING, R. F.; NAJJAR, R. P.; BENDER, M. L.; TANS, P. P. What atmospheric oxygen measurements can tell us about the global carbon cycle. Global Biogeochemical Cycles, v. 7, n.1, p. 37-67, 1993.

MANAHAN, S. E. Environmental chemistry. Boca Raton: CRC Press, 2009. 783 p.

PETSCH, S. T. The global oxygen cycle. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K.; SCHLESINGER, W. H. (Eds.). Treatise on Geochemistry. Amsterdã: Elsevier Science Ltd., 2005. v. 8, 720 p.

RUTTENBERG, K. C. The global phosphorus cycle. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K.; SCHLESINGER, W. H. (Eds.). Treatise on Geochemistry. Amsterdã: Elsevier Science Ltd., 2005. v. 8, 720 p.

SCHLESINGER, W. H. Biogeochemistry: an analysis of global change. Londres: Academic Press, 1997. 598 p.

vanLOON, G. W.; DUFFY, S. J. Environmental chemistry: a global perspective. Nova Iorque: 2011. 530 p.

Boxe Temático

O Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio

Eduardo Bessa Azevedo

Apresentamos, nesse capítulo, ciclos biogeoquímicos de macronutrientes. Isso poderia dar a impressão errônea de que apenas nutrientes têm ciclos.

Elementos sem função biológica, como o chumbo, o mercúrio e o cádmio, também ciclam na Natureza. Tais elementos podem causar efeitos tóxicos, mesmo em baixas concentrações, devido à biocumulação nos organismos e à biomagnificação nas cadeias tróficas.

No caso específico do mercúrio, ele é um metal importante para o monitoramento da poluição ambiental, devido a: (a) possuir centenas de usos na sociedade moderna e (b) apresentar alta toxicidade.

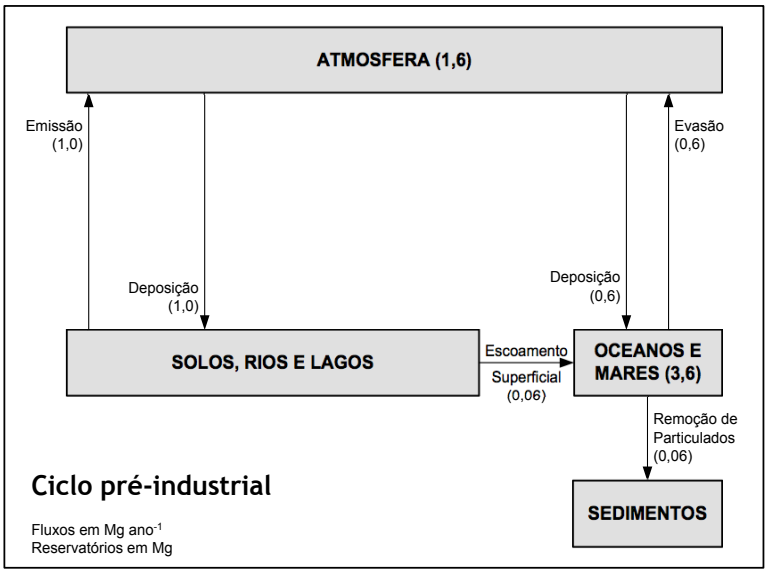
Dentre as diferentes formas de mercúrio, a espécie mais amplamente distribuída é o vapor de mercúrio (Hg^0) na atmosfera, seguida do Hg^{2+} nas águas naturais e do metilmercúrio, $[CH_3Hg]^+$, que é um dos compostos mais tóxicos que se conhece, nos organismos e sedimentos. Ele ataca o sistema nervoso central, podendo causar disfunção neural, paralisia e morte.

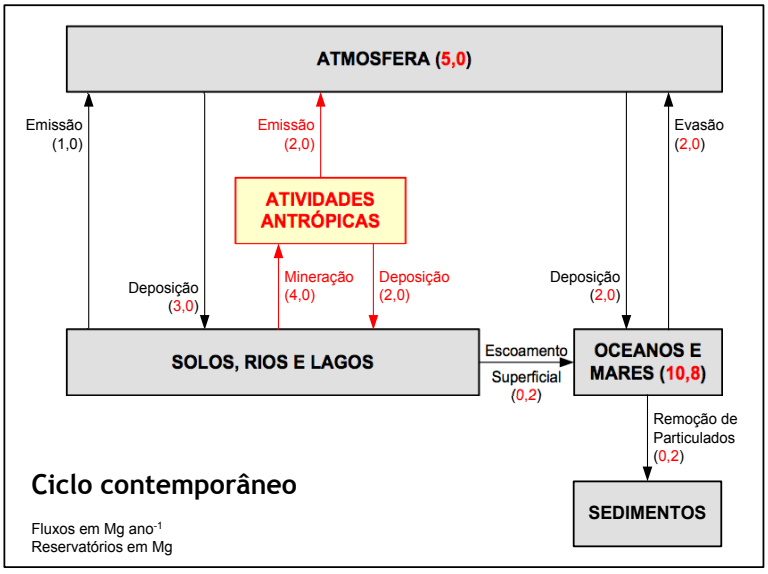
Se compararmos as duas figuras representativas (simplificadas) do ciclos biogeoquímicos do mercúrio, pré-industrial e contemporâneo, percebemos um caso típico de uma substância que não é um poluente, mas que se torna um pela ação antrópica. Em vermelho, verificamos o quanto cresceram os reservatórios Atmosfera (1,6 → 5,0) e Oceanos e Mares (3,6 → 10,8) e os fluxos: claramente um desequilíbrio ambiental.

As maiores fontes antrópicas globais de mercúrio são a queima de combustíveis fósseis, as indústrias químicas e as eletroeletrônicas. Um passivo importante é a aplicação (descontinuada) de compostos de mercúrio como

fungicidas em plantações. No Brasil, as principais fontes são: o garimpo (30%), a indústria de cloro-soda (25%) e a indústria siderúrgica (18%).

Os solos têm uma elevada capacidade de reter e armazenar mercúrio, complexando-o com a matéria orgânica presente, especialmente ácidos húmicos e fúlvicos. Esses complexos aumentam a solubilidade, a mobilidade e a disponibilidade do mercúrio, diminuindo sua metilação.





LITERATURA RECOMENDADA

BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 593-600, 2004.

LACERDA, L. D.; SANTOS, A. F.; MARINS, R. V. Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. **Química Nova**, v. 30, n. 2, p. 366-369, 2007.

MASON, R. P.; FITZGERALD, W. F.; MOREL, M. M. The Biogeochemical Cycling of Elemental Mercury: Anthropogenic Influences. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 58, n. 15, p. 3191-3198, 1994.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Mercury Study Report to Congress**. Volume I: Executive Summary. 1997. (Relatório técnico, EPA-452/R-97-003) Disponível em: < http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t3/reports/volume1.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2014.

WASSERMAN, J. C.; AMOUROUX, D.; WASSERMAN, M. A. V.; DONARD, O. F. X. Mercury speciation in sediments of a tropical coastal environment. **Environmental Technology**, v. 23, n. 8, p. 899-910, 2002.



CAPÍTULO 2

Rochas: Tipo, Formação e Classificação

Antônio Carlos de Azevedo
Yuri Lopes Zinn

1. O PLANETA TERRA

O planeta Terra é bastante dinâmico. Às vezes os processos desta dinâmica são abruptos e podemos observá-los em acontecimentos rápidos na escala geológica, como terremotos, erupções vulcânicas e deslizamentos de encostas, por exemplo. No entanto, o mais comum é que estes processos sejam lentos e passem despercebidos pelo olhar destreinado: soerguimento de montanhas, erosão e formação de bacias hidrográficas, movimento dos continentes e mudança do pólo magnético terrestre, por exemplo.

No entanto, vivemos em um ambiente moldado por estes processos, e o mundo que nos rodeia, as paisagens, os recursos naturais, e a própria evolução da vida estão profundamente ligados ao que acontece com a Terra.

2. ESTRUTURA DA TERRA

De maneira simples, podemos visualizar a estrutura da Terra como uma superposição de camadas. Estas camadas são a crosta (dividida em continental e oceânica), o manto (superior, intermediário e inferior) e o núcleo (externo e interno).

A crosta é a camada mais externa e sobre a qual vivemos. Comparada com o raio do planeta (6.370 km) a espessura da crosta é pequena e bastante variável, desde 7,5 km em alguns trechos da crosta oceânica até mais de 70 km nas regiões com cadeias de montanhas mais altas, como os Andes, na América do Sul.

O manto superior estende-se desde a parte inferior da crosta até 400 km de profundidade, terminando em uma mudança abrupta de composição chamada de Descontinuidade de Mohrovičić ou, abreviadamente, Moho. A crosta e o topo do manto superior são rígidos e são denominadas, em conjunto, de litosfera. Abaixo desta zona, a combinação de temperatura e pressão faz com que as rochas tenham um comportamento plástico ou maleável, sendo esta região chamada de astenosfera.

Entre 400 e 650 km de profundidade, encontra-se o manto transicional, e abaixo deste, até aproximadamente 2.900 km, o manto inferior. Nestas regiões, as pressões são maiores e os átomos se organizam em estruturas minerais cada vez mais compactas, o que contribui para que estas regiões apresentem densidade mais alta.

A partir de 2.900 km de profundidade, encontra-se o núcleo da Terra, composto por uma liga de ferro e níquel. No núcleo exterior (de 2.900 a 5.150 km),a densidade é um pouco menor, provavelmente devido a uma mudança na composição química desta camada, que se encontra em estado líquido, enquanto o núcleo interno (5.150 a 6.370 km) é sólido. O núcleo interno possui um movimento de rotação mais rápido que o restante do planeta, que é mantido pela natureza liquida do núcleo exterior.

A Terra sofre modificações de acordo com processos que ocorrem em seu interior e exterior. A fonte de energia para a dinâmica interna é o calor residual aprisionado no interior do planeta durante seu processo de formação, e da radioatividade gerada por processos que ocorrem no núcleo da Terra. A dinâmica externa é movida principalmente pela radiação proveniente do Sol, que é a causa do intemperismo e erosão que destroem rochas e massas terrestres.

3. DINÂMICA INTERNA DA TERRA

Como vimos, a litosfera é a camada mais externa da Terra, com aproximadamente 100 km de espessura, incluindo a crosta e a parte mais externa do manto, de comportamento rígido. Embora rígida, a litosfera não é contínua como a casca de um ovo, mas fragmentada como as peças costuradas que revestem uma bola de futebol. A litosfera é composta por 12 grandes peças, chamadas de placas tectônicas. As placas tectônicas se apóiam na astenosfera, que é a parte do manto logo abaixo, com uma espessura de aproximadamente 300 km, mais quente do que a camada superior e com comportamento plástico. Devido à transferência de calor das camadas mais profundas da Terra para a astenosfera, ocorrem movimentos de convecção, que são transmitidos para as placas tectônicas, que então se movem pela superfície do planeta. Estes movimentos variam de magnitude e direção, sendo da ordem de milímetros até 18 centímetros por ano, como no caso do subcontinente indiano. Em menor escala, outros processos relacionados à forma ou à própria movimentação das placas contribuem com mais energia motriz ao tectonismo.

Ao se movimentarem, as placas tectônicas podem se chocar umas com as outras, gerando cadeias de montanhas pelo soerguimento das bordas da placa menos densa, e a subducção da placa mais densa, isto é, seu “mergulho” sob a placa menos densa, em direção à astenosfera, onde pode ocorrer a fusão das rochas que compõem a placa mais densa. Nestes locais, geralmente ocorre ascensão de magma recém-formado e relativamente rico em elementos leves como o Si e Al, que alimenta ainda mais a formação de cadeias de montanhas, como os Andes, Himalaia, etc.

Como as placas são rígidas, seu movimento de sobreposição e subducção em uma margem pressupõe uma abertura na litosfera, na margem oposta, de onde novas porções de placa são geradas. De fato, é o que ocorre em algumas regiões do planeta, como no oceano Atlântico, onde uma zona de distensão das placas permite a ascensão da astenofera, formando novos segmentos de placas tectônicas. A datação de rochas no assoalho do Atlântico Norte mostra que quanto mais próximas dessa cadeia meso-oceânica, menores são as idades das rochas, sustentando esta hipótese.

4. DINÂMICA EXTERNA DA TERRA

A dinâmica externa da Terra é movida pela energia recebida a partir do Sol. O aquecimento da atmosfera e dos oceanos desencadeia uma infinidade de processos climáticos, associados à ação da chuva, vento e gelo, por exemplo. Estes fenômenos são a atividade climática, e genericamente são denominados intempéries. A ação destes fenômenos climáticos altera e decompõe as rochas, em um processo denominado intemperismo (Capítulo 3), que produz materiais particulados (sedimentos) ou solúveis. Estes materiais podem ser transportados para outros locais, pelo processo da erosão, cujos principais agentes são a água, vento, gelo e gravidade. Quando o agente de transporte perde sua energia, deposita estes materiais em algum local, formando os depósitos sedimentares, que por sua vez podem sofrer um processo de consolidação, resultando nas rochas sedimentares.

As rochas e depósitos sedimentares podem sofrer a ação de organismos como a vegetação, dentre outras formas de vida, e pelo fenômeno da pedogênese, darem origem aos solos. O modelo de formação do solo está baseado na ação de pelo menos cinco fatores independentes, sendo os organismos um deles (Capítulo 3). Não raro, os solos podem receber adição de sedimentos durante seu processo de formação, resultando em descontinuidades ao longo de sua constituição.

5. A FORMAÇÃO DAS ROCHAS

As rochas são aglomerados coesos de minerais. Para a geologia, um mineral é uma substância de ocorrência natural, sólida, cristalina, geralmente inorgânica e com composição química específica. Minerais não podem ser divididos, por meios mecânicos, em partes diferentes. Uma substância pode ser considerada cristalina quando seus átomos constituintes possuem um arranjo geométrico formando uma célula unitária, que se repete em todas as direções.

A classificação das rochas está relacionada com os processos pelos quais elas se formam. Assim, o entendimento destes processos torna a identificação e a classificação das rochas mais fácil.

As rochas são o material de origem dos solos, e é de enorme importância possuir um conhecimento básico sobre elas para entender melhor o solo. Como será visto mais adiante, a fração mineral dos solos é formada em parte pelos minerais herdados da rocha, também chamados de minerais primários ou litogênicos. No entanto, durante o

processo de formação dos solos, vários minerais das rochas se decompõem e liberam elementos químicos que podem tomar caminhos diferentes no ambiente: podem ser absorvidos pelas plantas e microrganismos do solo, lixiviados (“lavados”) para o lençol freático, e se rearranjarem para formar novos minerais. Estes novos minerais compõem a fração argila dos solos, geralmente filossilicatos e óxidos, são os grandes responsáveis pela reatividade química do solo, e são chamados de minerais secundários ou pedogênicos. É uma grande vantagem, para entendimento e uso correto do solo, interpretar a presença e proporção destes minerais no solo, pois muito do comportamento físico, químico, biológico e físico-químico do solo é controlado por eles. Não é o objetivo deste capitulo discorrer sobre estes processos, mas é importante entender bem os conceitos discutidos aqui para um melhor aproveitamento das discussões apresentadas nos capítulos seguintes. Atenção especial é necessária em relação à composição elemental dos minerais e a composição mineralógica das rochas. Este conhecimento, associado à resistência dos minerais ao intemperismo, ajuda a entender melhor a fertilidade natural dos solos, as razões pelas quais os solos derivados de rochas diferentes possuem diferentes quantidades de argila, areia e silte, e variáveis tipos de estrutura, cores, etc.

6. MINERAIS

Mineral é uma substância de ocorrência natural, sólida, cristalina, geralmente inorgânica e com composição química especifica (Grotzinger e Jordan, 2013). A estrutura cristalina dos minerais significa que seus átomos seguem um padrão ordenado e repetitivo ao longo de suas dimensões espaciais. As propriedades geométricas e energéticas das ligações químicas entre os átomos que compõem os minerais determinam em grande parte sua resistência à decomposição. Por exemplo, cristais iônicos como a halita (NaCl) se dissolvem em água muito mais rapidamente que cristais covalentes como o quartzo (SiO_2). As ligações químicas representam as interações entre as eletrosferas dos elementos com seus vizinhos, por isto, minerais com um mesmo padrão de organização de átomos podem apresentar grande amplitude de resistência ao intemperismo em função de sua composição. Velbel (1999) demonstra que, devido à estrutura atômica do zircônio, o mineral zircão - $ZrSiO_4$ - é muitíssimo mais resistente ao intemperismo que o mineral olivina - $MgFeSiO_4$, embora os dois pertençam à mesma categoria estrutural (nesossilicatos).

Os principais minerais da crosta, para nossos propósitos, podem ser classificados em:

- Elementos nativos, como o ouro, platina, e enxofre puros;

- Haletos, definidos pelos radicais aniônicos Cl^{-}, F^{-}, e I^{-}, como a halita – $NaCl$, e fluorita – CaF_2;

- Carbonatos, com o radical CO_3^{-2}, como a calcita – $CaCO_3$;

- Sulfetos, de radical S^{-2}, como a galena – PbS, e pirita - FeS_2;

- Sulfatos, com o radical SO_4^{-2}, como a anidrita – $CaSO_4$;

- Fosfatos, com o radical PO_4^{-3}, como as apatitas – $Ca_5(PO_4)(OH, F,Cl)$;

- Óxidos, que incluem genericamente os radicais O^{-2}, mas também OOH^{-} (óxi-hidróxidos ou sesquióxidos) e OH^{-} (hidróxidos), como a hematita – Fe_2O_3, goethita – $FeOOH$, e gibbsita – $Al(OH)_3$;

- Silicatos, de radical SiO_x^y, como a olivina $MgFeSiO_4$;

A crosta terrestre é composta por 28% de silício e 46% de oxigênio (em massa), o que resulta em que a grande maioria dos minerais da litosfera pertença ao grupo dos silicatos. Ainda, os silicatos são muito importantes para os solos, pois constituem os minerais secundários mais abundantes na fração argila, e importantes minerais primários na fração areia e silte. Devido à relação entre os tamanhos dos átomos de silício e de oxigênio, o silício forma quatro ligações com quatro oxigênios, resultando em um tetraedro. O tetraedro é um sólido geométrico representado por uma pirâmide de base triangular: quatro triângulos regulares de papel, se colados pelos seus lados, formarão o sólido geométrico tetraedro. Neste sólido, o átomo de silício ocuparia o centro de gravidade em seu interior, e cada um dos quatro oxigênios ocuparia um dos vértices ou ápices do tetraedro. Como os oxigênios possuem duas valências, e apenas uma é utilizada para se ligar ao silício, cada vértice do tetraedro pode realizar outra ligação. Devido à abundância de tetraedros de silício no ambiente de formação dos minerais, a probabilidade de que esta ligação ocorra com outro tetraedro é grande. Como será visto a seguir, apenas nos silicatos mais simples isto não ocorre. As combinações estruturais e composicionais são tão variadas, que a classe de silicatos se subdivide em outras:

- Nesossilicatos, ou silicatos com tetraedros isolados. O radical, neste caso, SiO_4^{-4}, possui uma relação Si:O de 1:4. Cada ápice do tetraedro se liga a um cátion, que por sua vez se liga a outro ápice de outro tetraedro. Exemplo: a olivina forsterita – Mg_2SiO_4;

- Sorossilicatos, ou silicatos geminados. Dois tetraedros adjacentes compartilham um oxigênio apical, resultando no radical $Si_2O_7^{-6}$. Exemplo: epidoto;

- Inossilicatos de cadeia simples. O radical da fórmula é SiO_3^{-2}, em relação Si:O de 1:3, e os minerais recebem o nome genérico de piroxênios. Os tetraedros compartilham oxigênios de dois de seus ápices com dois tetraedros vizinhos, formando um arranjo linear. Exemplo: Enstatita– $MgSiO_3$;

- Inossilicatos de cadeia dupla. Estrutura linear semelhante aos piroxênios, porém possuem duas cadeias lineares ligadas entre si por um oxigênio apical. Desse modo, apenas um ápice dos tetraedros não é compartilhado. O radical é $Si_8O_{22}^{-12}$, em relação Si:O de 1:2.75, e são chamados de anfibólios. Exemplo: hornblenda;

- Ciclossilicatos: o compartilhamento dos dois ápices dos tetraedros assume a forma de anéis com seis tetraedros em um plano, ou seja, um hexágono. O radical da fórmula é $Si_6O_{18}^{-12}$, em relação Si:O de 1:3. Exemplo: berilo, turmalinas;

- Filossilicatos: os tetraedros de Si formam hexágonos que se polimerizam ao longo de um plano. Ao contrário dos outros silicatos, para atingir estabilidade, os filossilicatos necessitam se ligar a um polímero de hidróxidos de Al ou Mg (ou Fe), e os minerais resultantes são laminares. Há grande diversidade quanto à gênese e composição dos filossilicatos, mas o radical da fórmula segue a proporção $Si_2O_5^{-2}$ (sem incluir as hidroxilas e considerando a substituição isomórfica de Si por Al), em razão Si:O de 1:2,5. Exemplo: muscovita - $KAl_2(AlSi_3)O_{10}(OH)_2$, e caulinita – $Al_2Si_2O_5(OH)_4$;

- Tectossilicatos: nestes silicatos, todos os ápices estão compartilhados entre tetraedros, formando arranjos tridimensionais complexos. O radical da fórmula segue a proporção SiO_2, em razão Si:O de 1:2. Exemplo: quartzo – SiO_2, e feldspatos como o ortoclásio – $KAlSi_3O_8$. Compreendem mais de 60% da massa das rochas da crosta terrestre.

A série de resfriamento de Bowen (Figura 1) apresenta a sequência de formação dos silicatos de origem ígnea durante o resfriamento do magma, enquanto a série de Goldich apresenta a resistência dos minerais ao intemperismo. Observa-se que as duas séries são praticamente invertidas. Isto ocorre porque, em geral, os minerais são mais estáveis em condições de temperatura e pressão similares àquelas quando de sua formação. Assim, minerais formados em altas temperaturas encontram-se em um desequilíbrio maior quando expostos às condições da superfície

da Terra, e por isto tendem a se decomporem mais rapidamente, do que aqueles formados em temperaturas menores. Desta forma, pode-se entender melhor porque alguns minerais primários como o quartzo, formado a 573 ºC, resistem muito mais ao intemperismo do que as olivinas, formadas a 1.200 ºC. Ainda, torna-se evidente que a formação de minerais secundários é influenciada pelos minerais que se decompõem mais rápido, uma vez que são estes que fornecem a maioria dos elementos químicos para a gênese das argilas durante a pedogênese. A Tabela 1 lista os grupos de minerais mais comuns na composição das rochas da crosta, e aqueles formados em solos (pedogênicos).

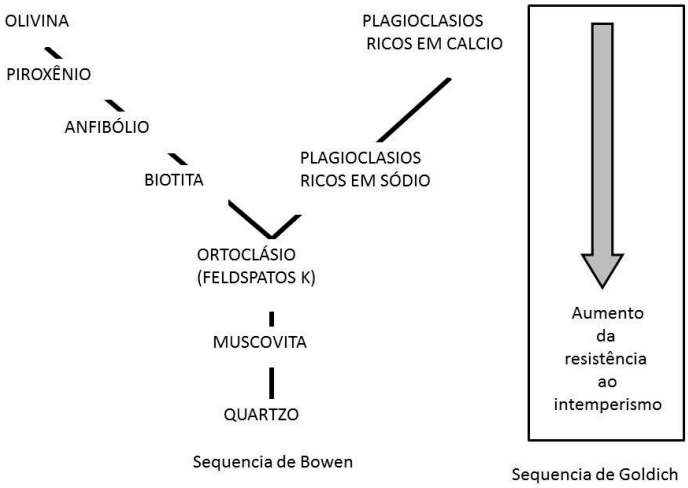


Figura1. Sequência de Bowen para formação de minerais a partir do resfriamento do magma. A sequência de intemperização de Goldich é o inverso da sequencia de Bowen.

Tabela 1.
Composição química dos minerais mais comuns nas rochas e solos

Classe Mineral	Litogênico	Pedogênico (formado em solos)
1. Elementos Nativos	- Enxofre: S - Ouro: Au - Diamante, grafite: C	
2. Sulfetos	- Pirita: FeS_2 - Galena: PbS	- Pirita: FeS
3. Óxidos	- Hematita: Fe_2O_3 - Magnetita: Fe_3O_4 - Goethita: FeOOH - Gibbsita: $Al(OH)_3$ - Rutilo: TiO_2 - Ilmenita: $FeTiO_3$	- Hematita - Goethita - Gibbsita - Maghemita: Fe_2O_3
4. Halóides	- Silvita: KCl - Halita: NaCl - Fuorita: CaF_2	- Halita
5. Carbonatos	- Calcita: $CaCO_3$ - Dolomita: $CaMg(CO_3)_2$	- Calcita
6. Nitratos	- Salitre: KNO_3	
7. Fosfatos	- Apatita: $Ca_5(PO_4)_3(F,Cl,OH)$	
8. Sulfatos	- Gipsita: $(CaSO_4.2H_2O)$ - Anidrita: $(CaSO_4)$ - Jarosita: $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	- Gipsita: $(CaSO_4.2H_2O)$ - Anidrita: $(CaSO_4)$ - Jarosita: $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$
9. Silicatos		
9.1. Nesossilicatos	- Olivina: $MgFeSiO_4$ - Zircão: $ZrSiO_4$ - Granada: $Fe_3Al_2(SiO_4)_3$	
9.2. Sorossilicatos	- Epidoto: $Ca_2Fe_{2.25}Al_{0.75}(SiO_4)_3(OH)$	
9.3. Inossilicatos cadeia simples	- Piroxênios / Diopsidio: $CaMgSi_2O_6$	
9.4. Inossilicatos de cadeia dupla	- Anfibólios / tremolita: $Ca_2Mg_5(Si_8O_{22})(OH)_2$	
9.5. Ciclossilicatos	- Turmalina: $NaFe_3Al_6(BO_3)_3Si_6O_{18}(OH)_4$ - Berilo: $Be_3Al_2(Si_6O_{18})$	
9.6. Filossilicatos	- Biotita: $K(Mg,Fe)_3AlSi_3O_{10}(OH)_2$ - Muscovita: $KAl_2AlSi_3O_{10}(OH)_2$	- Caulinita: $Al_2Si_2O_5(OH)_4$ - Esmectitas / Montmorillonita: $R_{0.33}^{+}(Al_{1.67}Mg_{0.33})Si_4O_{10}(OH)_2$; R é um cátion trocável - Vermiculita: $RAl(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$, R é um cátion trocável hidratado - Illitas: composição semelhante às micas, porém mais pobre em K devido à menor substituição de Si por Al
9.7. Tectossilicatos	- Quartzo: SiO_2 - Anortita: $CaAl_2Si_2O_8$ - Albita: $NaAlSi_3O_8$ - Ortoclásio: $KAlSi_3O_8$	- Quartzo secundário, inclusive sílica microcristalino ou amorfa: fitólitos, opalas etc.

7. CLASSIFICAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DE ROCHAS

O método mais simples e útil em situações de campo é o da identificação macroscópica das rochas e minerais. Neste sistema, usam-se os sentidos (visão, tato, etc.) e ferramentas simples (martelo, canivete, imã, lupa etc.) para identificar os minerais e rochas em amostras de mão. Características como brilho, densidade, dureza e morfologia são utilizados para identificar as partículas cristalinas que compõe a amostra de rocha. A partir destas informações, observam-se as características dos grãos na amostra de rocha, como textura e estrutura.

A textura se refere ao tamanho dos grãos. Nas rochas ígneas, de modo simplificado, é necessário observar-se se os grãos são visíveis à vista desarmada (quando então se diz que a textura é fanerítica) ou invisíveis (textura afanítica, Figura 2). Já para as rochas sedimentares, é importante também designar em que intervalo de tamanho estão os grãos (textura rudácea, arenosa, argilosa etc., Figura 3).

A estrutura se refere à organização ou arranjo espacial dos grãos. Por exemplo, o tamanho dos grãos (textura) e mineralogia de um granito (rocha ígnea intrusiva) pode ser semelhante à de um gnaisse (rocha metamórfica). Identifica-se o gnaisse porque sua estrutura é gnáissica, enquanto o granito a estrutura é granular (Figura 4).

O objetivo deste capítulo é apenas dar uma noção geral de como as rochas são classificadas e como podemos “tentativamente” identificá-las macroscopicamente. A identificação macroscópica de rochas utiliza-se amplamente de percepções sensoriais, como clivagem e brilho, que são muito melhor apreendidas manuseando-se os espécimes minerais e não são objeto deste texto.

7.1. Rochas ígneas

Rochas ígneas são aquelas formadas pelo resfriamento do magma. O magma é formado por elementos químicos em fusão total ou parcial a alta temperatura (>700 °C), com viscosidade variável, quase sempre com quantidades maiores que 40 % de sílica , contendo teores variáveis de voláteis como água e CO_2 (Wernick, 2004). As rochas ígneas se formam quando o magma escapa da astenosfera e adentra pela litosfera. O magma pode atingir a superfície da litosfera, resfriando-se rapidamente em contato com a atmosfera, ou alojar-se em algum espaço no interior da litosfera, resfriando-se lentamente. No primeiro caso, a rocha formada é chamada extrusiva, efusiva ou vulcânica, e no segundo caso, intrusiva ou plutônica.

Duas características importantes das rochas ígneas, usadas para sua classificação, são a composição do magma e a textura. A composição do magma se refere principalmente ao seu conteúdo de sílica, que embora tenha uma "fórmula" SiO_2, não deve ser confundida com quartzo, pois na verdade é apenas o teor de silício total expresso na forma de óxido equivalente. Uma grande quantidade de inferências pode ser assumida a partir desta concentração: magmas ácidos são ricos em sílica, e magmas básicos são aqueles com valores menores. A Tabela 2 mostra a classificação dos magmas em função da quantidade de sílica em sua composição.

Tabela 2.
Acidez do magma em função da concentração de sílica

Tipo de magma	Quantidade de sílica (%SiO_2)	Rochas e %SiO_2
Ácido	> 65	Riolito (74,2)
Intermediário	65 a 52	Andesito (62,2)
Básico	52 a 45	Basalto (51,2)

FONTE: Wernick (2004) e Teixeira et al. (2009)

No caso das rochas ígneas, a textura possui uma relação com a taxa de resfriamento do magma. Se o magma se resfria lentamente, há tempo suficiente para a formação dos cristais minerais e seu crescimento, tornando-os visíveis sem auxílio de lupas e microscópios. O processo de resfriamento lento ocorre se o entorno da massa magmática não dissipar calor com facilidade. Esta situação ocorre quando o magma, em seu caminho em direção à superfície da litosfera, acomoda-se em espaços entre as camadas rochosas que atravessa, e acaba resfriando-se nestes locais. Neste caso, diz-se que o modo de jazimento da rocha é intrusivo, o que pode ser inferido por sua textura fanerítica. Em outras palavras, podemos inferir que uma rocha ígnea (como o granito) resfriou-se a certa profundidade (modo de jazimento intrusivo), lentamente, porque possui grãos minerais grandes, visíveis (textura fanerítica). No outro extremo, nos magmas que se resfriaram rapidamente (jazimento extrusivo), apesar dos cristais chegarem a se formar, não cresceram o suficiente devido à solidificação rápida da rocha (textura afanítica). Há ainda situações intermediárias, isto é, modo de jazimento hipo-abissal (pouco profundo), e também em relação à acidez do magma, existem os magmas intermediários.

A Figura 2 apresenta a variação de textura de um magma básico, que pode ser bastante influenciada pelo seu modo de jazimento. Todas são rochas básicas, porém o basalto é extrusivo, isto é, forma-se pelo resfriamento do magma na superfície da litosfera, portanto a dissipação de calor é rápida, os cristais não cresceram e permaneceram em tamanho invisível à vista desarmada, portanto com textura afanítica. Já o diabásio resfria-se em uma profundidade pequena (hipo-abissal), e possui a textura sub-fanerítica, e finalmente o gabro, que se resfria em grande profundidade, possuindo textura fanerítica. A Tabela 3 mostra os principais tipos de rochas ígneas em relação à sua textura e composição química.



Figura 2. Texturas de rochas ígneas básicas: afanítica (basalto), subfanerítica (diabásio) e fanerítica (gabro).

7.2. Rochas sedimentares

As rochas sedimentares se formam exclusivamente por processos ligados à dinâmica externa da Terra. Quando uma porção da rocha é exposta à superfície da litosfera (pode ser uma rocha ígnea, metamórfica ou sedimentar), entrando em contato com os agentes do intemperismo e da erosão, dá-se início à primeira etapa da formação das rochas sedimentares, o *desprendimento*. Assim que são expostas ao intemperismo, as rochas começam a produzir materiais particulados (fragmentos da rocha ou dos minerais que a compõem) e em solução. Na segunda etapa (*transporte*), estes materiais são transportados pelos agentes de erosão (vento, chuva, gravidade e gelo) até um determinado local, onde a energia de transporte diminui, depositando-os. Essa *deposição* é a terceira etapa, e forma o depósito sedimentar. Se o depósito sofrer um processo de compactação ou cimentação com o tempo, adquirindo coesão (a definição de rocha é “agregado coeso de minerais”), tem-se então a formação de rocha sedimentar. Os processos de transformação de sedimentos soltos em rocha sedimentar são chamados genericamente de *diagênese*, e ocorrem sob condições de pressão e temperatura relativamente baixas (por exemplo, até 200 °C).

As rochas sedimentares podem ser divididas em dois grandes grupos, as clásticas (ou mecânicas) e as químicas (ou evaporitos). As primeiras são formadas predominantemente por grãos de minerais primários e/ou secundários formados em ambientes terrestres, incluindo fragmentos de rochas, enquanto as químicas são formadas predominantemente pela precipitação de espécies químicas a partir de substâncias dissolvidas a partir da rocha original (rocha-mãe). Nem sempre é fácil distinguir entre os dois tipos, pois muitas rochas clásticas possuem como agente cimentante substâncias precipitadas, como carbonatos, sílica e óxidos, por exemplo. Nas rochas clásticas, a textura pode ser classificada como rudácea (predomínio de textura arenosa com presença frequente de grãos > 2 mm), arenosa (predomínio de grãos entre 2 mm e 0,05) siltosa (grãos entre 0,02 e 0,002 mm) e argilosa (partículas menores que 0,002 mm). A Figura 3 exemplifica rochas sedimentares com diferentes texturas.



Figura 3. Exemplo de texturas de rochas sedimentares clásticas: arenosa (arenito) e argilosa (argilito).

Pela distribuição granulométrica, é possível fazer inferências sobre as características do agente de transporte. De modo bastante simplificado, quanto maior o tamanho da partícula, maior a energia do agente de transporte. Os principais agentes de transporte são a gravidade (neste caso o sedimento é chamado de colúvio), o gelo (sedimento glacial), a água (sedimento lacustre, fluvial, marinho, alúvio etc.) e o ar (sedimento eólico). A área da Geologia que estuda estas relações é chamada de Sedimentologia, de onde a Ciência do Solo empresta muitas das técnicas e conceitos para identificar e interpretar descontinuidades texturais e mineralógicas encontradas nos perfis de solo.

7.3. Rochas metamórficas

Metamorfismo é uma palavra associada à mudança de forma, sem perda da identidade. Por exemplo, uma lagarta sofre metamorfose e se transforma em borboleta, mas não é um ser novo, é uma transformação da morfologia da mesma lagarta. De maneira similar, o metamorfismo das rochas implica em modificação de sua estrutura e, às vezes, de sua mineralogia. Porém, como não ocorre fusão ou dissolução total, a rocha mantém sua identidade original, daí o nome metamorfismo. Os principais agentes de metamorfismo são a pressão e a temperatura. Os principais tipos de metamorfismo são: Termal ou de contato (associado à intrusão de corpos magmáticos); dinamotermal ou regional (associado às forças de movimentação das placas tectônicas); cataclástico (associado ao movimento relativos de blocos em falhas geológicas); e o metassomatismo, que implica em mudança na composição química da rocha. Soluções hidrotermais podem ser importantes no metassomatismo, pois são ricas em elementos químicos, e são expelidas pelo magma em uma determinada fase de seu resfriamento, geralmente em alta pressão por ocorrer em meio confinado. Assim, este tipo de metamorfismo geralmente está associado à presença de corpos magmáticos intrusivos.

As rochas metamórficas são identificadas e classificadas muito em função de sua estrutura, já que esta é a principal característica modificada pelos agentes do metamorfismo. Geralmente, as transformações mineralógicas ocorrem no estado sólido, e os minerais que se formam desta maneira são tomados como indicadores de que o processo de metamorfismo ocorreu. Clorita, sericita (mica de tamanho silte, orientada) e epidoto são três dos minerais comuns neste grupo. A Figura 4. exemplifica a mudança de estrutura resultante da ação do metamorfismo. Nesta figura, pode-se observar a estrutura granular do granito em contraste com a estrutura gnáissica ou bandada, onde os minerais tendem a se alinhar perpendicularmente ao vetor de aplicação da pressão metamórfica. Pode-se observar na Figura 4 que os cristais de biotita (escuros) são os que se alinham mais fortemente, devido, entre outros fatores, à sua menor dureza e hábito laminar.

A Tabela 3 resume as características das rochas comentadas neste texto. A partir do conhecimento da rocha que serve como material de origem do solo, é possível realizar uma grande quantidade de inferências, que podem ser úteis quando as análises físicas, químicas e mineralógicas do solo não estão disponíveis.

De maneira simplista, esta lógica pode ser ilustrada da seguinte maneira: ao identificar o material de origem do solo, é possível inferir quais os principais minerais presentes (Tabelas 1 e 3). Com o conhecimento da resistência destes minerais ao intemperismo (usando por exemplo a série de Goldich, que é o inverso da série de Bowen, Figura 1), e do conhecimento dos fatores e processos de formação do solo (capitulo 3), é possível fazer inferências sobre quais minerais sofrerão alterações, resultando na formação de minerais pedogênicos na fração argila

dos solos e no fornecimento de elementos solúveis para ocupar o complexo de troca do solo. Este cenário é dinâmico, portanto é necessário também levar em conta o grau de desenvolvimento do solo (veja fator Tempo no capítulo 3) para se adequar esse “modelo mental” à realidade.



Figura 4. Exemplo de modificação da estrutura pelo metamorfismo: a estrutura gnáissica (gnaisse, rocha metamórfica) é resultado da ação dos agentes de metamorfismo (temperatura e pressão dirigida) sobre a estrutura original (granular) do granito (rocha ígnea).

Tabela 3.
Resumo das principais rochas discutidas no texto

Família	Rocha	Textura	Minerais essenciais (e alguns acessórios)
Ígneas	Basalto	Afanítica	Plagioclásios (Ca > Na), piroxênio. (magnetita, hematita, anfibólios, apatita, olivinas)
	Diabásio	Sub-Fanerítica	Idem ao basalto
	Gabro	Fanerítica	Idem ao basalto
	Sienito	Fanerítica	Feldspatos (K > Na), anfibólio. (piroxênio, quartzo, biotita, magnetita, sulfetos, feldspatóides)
	Riolito	Afanítica	Quartzo, feldspatos (K > Na). (vidro, biotita, magnetita, piroxênio)
	Granito	Fanerítica	Quartzo, feldspatos (K > Na), biotita. (magnetita, apatita, zircão, turmalina, muscovita)
Sedimentares Clásticas	Conglomerado	Rudácea	Quartzo, com cimentos silicosos, argiláceos ou calcários
	Arenito	Arenosa	Quartzo, muscovita (feldspato, zircão, rutilo)
	Siltito	Siltosa	Quartzo, muscovita
	Argilito	Argilosa	Caulinita, vermiculitas, esmectitas (micas, quartzo, feldspatos, carbonatos)
Sedimentares Químicas	Calcário		Calcita, dolomita (argilas, quartzo, hematita)
Metamórficas	Gnaisse	Granular	Quartzo, feldspatos (K > Na), micas (magnetita, apatita, turmalina, anfibólio)
	Ardósia		Caulinita, vermiculitas, esmectitas (micas, quartzo)
	Quartzito		Quartzo (micas, feldspatos, magnetita)
	Mármore		Calcita (grafita, pirita, dolomita, quartzo, micas)
	Xisto		Micas, quartzo (clorita, granada, turmalina, pirita, grafite)

LITERATURA RECOMENDADA

Grotzinger, J.; Jordan, T. 2013. Para entender a Terra. 6ª. Ed. Bookman, Porto alegre, 738 p.

Teixeira, W.;Fairchild, T. R.; Toledo, M. M. M. de; Taiol, F. (Org). 2009. Decifrando a Terra. Companhia Editora Nacional. São Paulo. 623 p.

Velbel, M. A. 1999. Bond Strength and the Relative Weathering Rates of Simple Orthosilicates. American Journal of Science, V. 299, p. 679–696.

Wernick, E. Rochas Magmáticas. 2003. Editora da UNESP. São Paulo. 655 p.

Boxe Temático

Remineralização: Aplicação de Rochas Moídas ao Solo

Antônio Carlos de Azevedo
Yuri Lopes Zinn

O Brasil é um país em que a produção agropecuária é parte importante da economia. Como os solos tropicais são, em geral, pobres em nutrientes, a agropecuária é muito dependente do uso de fertilizantes solúveis. Tem sido uma preocupação crescente a dependência do Brasil pela importação de fertilizantes, ou de sua matéria prima. Por exemplo, minerais como a silvita – KCl – e as apatitas – $Ca_5(PO_4)(F,Cl,OH)$ – são utilizados para fabricação de fertilizantes potássicos e fosfatados. Porém, mais de 90% do potássio utilizado na agricultura brasileira é importado, e com a perspectiva de diminuição da oferta destes recursos minerais (e consequente aumento do seu preço), o Brasil iniciou uma política de busca de fontes alternativas. Em dezembro de 2013 foi aprovada a Lei No. 12.890 (de 10 de Dezembro de 2013) que cria uma nova classe de insumos agrícolas, os remineralizadores. Por esta lei, um remineralizador é:

> "(...) material de origem mineral que tenha sofrido apenas redução e classificação de tamanho por processos mecânicos e que altere os índices de fertilidade do solo por meio da adição de macro e micronutrientes para as plantas, bem como promova a melhoria das propriedades físicas ou físico-químicas ou da atividade biológica do solo"

O estudo da aplicação destes materiais ao solo (rochagem) é bastante complexo, pois envolve a dissolução simultânea de vários minerais, e sua influência mútua nas reações e taxas de dissolução e liberação de

elementos. Apesar das muitas pesquisas sobre intemperismo das rochas, no caso da remineralização a alteração ocorre na superfície do solo, ou próximo a ela, o que é uma situação incomum em condições naturais. Ainda, na remineralização, os minerais se encontram moídos, e se alteram na presença de argilominerais pedogênicos pré-existentes, com intensa atividade microbiana, e com grande variação na temperatura e umidade, apenas para citar as principais diferenças. Além disto, é preciso certificar-se de que as rochas não liberarão elementos tóxicos, como metais pesados ou radioativos em quantidade que possa ser perigosa para o ambiente. A ideia de aplicar rochas moídas no solo não é nova, pois existem documentos do século XIX descrevendo seu uso e, na verdade, práticas agrícolas convencionais como a calagem e o uso de fosfatos naturais podem ser vistas como práticas tradicionais de rochagem. Esta é uma prática comum também entre agricultores orgânicos. Além disto, a remineralização oferece uma oportunidade para alguns tipos de exploração mineral, como a britagem, aumentar seus índices de sustentabilidade. No caso das britadoras, o processo de moagem das rochas para produção de pedriscos (agregados) para construção e pavimentação, gera um pó fino (Figura 1) que pode causar problemas de saúde nos trabalhadores da área e moradores da vizinhança. Outro efeito é que, ao se depositar sobre as máquinas, este pó fino aumenta a abrasão das peças móveis e as trocas de calor para resfriamento, o que causa aumento no numero de paradas do sistema para manutenção e conserto.



Figura 1. Acúmulo de pó de diabásio sobre equipamento em equipamento no pátio de operações em uma empresa de britagem.

FOTO: Eng. Mec. João Ieda



CAPÍTULO 3

A Formação dos Solos

Yuri Lopes Zinn

Alba Lucia Araujo Skorupa

Antônio Carlos de Azevedo

1. INTRODUÇÃO

Este capítulo trata da formação do solo, ou pedogênese, por meio da divisão do assunto entre a) fatores de formação do solo, b) intemperismo de minerais e rochas, e c) processos de formação do solo propriamente ditos. Para fins didáticos, será mantida uma perspectiva o mais abrangente e interdisciplinar possível acerca da complexidade desses fenômenos, e de suas implicações diretas ao homem. Historicamente, o ensino e pesquisa de Ciência do Solo sempre estiveram voltados à formação e atuação de profissionais de Ciências Agrárias, por força da própria dependência da agricultura à terra. Nas últimas décadas, contudo, a Ciência do Solo começou a ser tratada com um enfoque complementar referente às Ciências do Ambiente em geral, especialmente no que se refere à poluição,

biodiversidade e aquecimento global. Este novo público interessado em solos já oferece, sem dúvida, grandes contribuições à Ciência do Solo tradicional, e esta deve por sua vez retribuir na forma de repensar seu modo de ensino, o que é buscado neste capítulo.

2. FATORES DE FORMAÇÃO DO SOLO

Talvez a "equação" mais conhecida da Ciência do Solo, onde quer que esta seja ensinada, seja a sumarização do suíço-americano Hans Jenny, publicada em 1941 naquele que é até hoje considerado o mais importante livro sobre solos já escrito. Tal equação pode ser enunciada como:

$$solo = f\,(cl, o, r, p, t)$$

que tradicionalmente é lida como:

O solo (ou uma de suas propriedades) é função (*f*) do clima (*cl*), organismos (*o*), relevo (*r*), material parental ou de origem (*p*), e tempo (*t*).

Embora muitos pensem que Jenny tenha originalmente concebido os 5 fatores, ele de fato consolidou o conhecimento pré-existente em uma equação que, segundo ele, "parece simples, mas não é". Sua maior contribuição foi o tratamento para resolver essa equação, que consistia em analisar e quantificar o efeito da variação de cada um dos fatores, buscando-se na medida do possível manter os outros constantes, segundo a expressão "*ceteris paribus*" (do latim, "outras coisas sendo iguais"). Assim, Jenny concebeu a Pedologia Quantitativa, e ao afirmar que qualquer mudança em um dos fatores desencadeia um novo ciclo de formação do solo, declarou também que o solo sempre mudará, embora possa durar para sempre. Prova maior da dificuldade teórica e prática envolvida na equação de Jenny é o fato de que, passados mais de 70 anos, efetivamente muito pouco foi feito para quantificar formalmente o efeito de cada fator de formação em diferentes ecossistemas, especialmente no trópico úmido. Não é possível tratar em detalhe cada um dos cinco fatores, mas pode-se resumir seus aspectos fundamentais como se segue:

2.1. Clima

Este fator, por influenciar a vida de todas as pessoas, pode ser facilmente explicado em termos de formação do solo como o efeito da temperatura e umidade. De fato, todos sabem que o clima é bem diferente no sul e no nordeste do Brasil, ou no Rio de Janeiro e Londres, mas há de fato muitas nuances entre “úmido” e “seco” ou entre “quente” e “frio”. O efeito da temperatura e umidade na formação do solo pode ser facilmente entendido em termos de sua ação sobre o intemperismo (ver próximo item): todas as reações químicas envolvidas no intemperismo requerem a presença de água para ocorrer, e a velocidade dessas reações aumenta duas a três vezes com um aumento de 10°C (regra de van´t Hoff). Jenny dedicou praticamente 1/3 de seu “*Factors of Soil Formation*” ao clima, considerando a “umidade” como o balanço entre precipitação e evaporação médias anuais, e a temperatura como a média anual diretamente. Ainda, Jenny destacou a diferença entre o macroclima (referente a grandes regiões e indicado pelas médias anuais) e o microclima (que ocorre, por exemplo, em montanhas ou vales, e difere do macroclima). Como regra geral, pode-se definir o efeito do clima como: quanto mais úmido (isto é, quanto maior a relação precipitação/evaporação), mais pronunciado será o grau de intemperismo, gerando solos mais profundos, argilosos, e ácidos. O mesmo ocorrerá, quanto mais quente for o clima. Em contrapartida, quanto mais seco (ou frio) o clima, maior a tendência para solos mais rasos, de textura mais grosseira e, em muitos casos, de reação alcalina. Obviamente, há exceções devido às diferentes combinações entre temperatura e umidade, tanto no macro- como no microclima, e diferentes propriedades do solo podem seguir outros padrões. Por exemplo, o teor de carbono orgânico, um importante indicador da qualidade do solo, tende a ser maior em climas mais úmidos e frios, e por isso mesmo, em áreas de maior altitude. No Brasil, nota-se que os solos da região semi-árida são geralmente mais rasos, de mineralogia menos intemperizada (i.e., com maior ocorrência de argilominerais 2:1), menos lixiviados (i.e., perderam menos nutrientes com a água de percolação) e mais pobres em carbono orgânico do que os de outras regiões mais úmidas. Finalmente, o clima possui também efeito indireto sobre o solo, pois afeta o tipo e biomassa da vegetação, conforme a seguir.

2.2. Organismos

Seu efeito na formação do solo pode ser tratado separadamente como aqueles da vegetação, microbiota, fauna do solo e homem. A vegetação representa a produção primária do ecossistema, e assim é responsável pela fonte principal de carbono e energia à microbiota e fauna do solo, de cuja atividade resulta o húmus ou substâncias húmicas (ver capítulos 9, 10 e 11) e compostos solúveis que possuem grande efeito na formação e estabilização do solo. A biomassa – acima e abaixo do solo, bem como as espécies vegetais e sua fenologia, dependem obviamente da

temperatura e umidade, de modo que alguns autores não consideram os organismos como um fator independente, porque dependem de outro, o clima. Ainda, a profundidade do solo afeta a vegetação, pois solos muito rasos não permitem o crescimento de florestas, por exemplo. Como regra geral, quanto maior a biomassa vegetal, maior a produção de substâncias húmicas e ácidos orgânicos que promovem o intemperismo das rochas (ver acidólise em 3). Local e tempo são importantes, pois a alocação preferencial de biomassa em raízes (como em gramíneas) e a periodicidade do aporte de resíduos (por exemplo, queda concentrada de folhas no outono, ou ao longo de todo o ano) afetam o balanço entre decomposição e humificação dos resíduos, dentre outros processos. A microbiota do solo, composta basicamente por fungos e bactérias, atua sobre os resíduos vegetais e resulta em grande produção de CO_2 na atmosfera do solo, o que acidifica a solução do solo (ver hidrólise em 3) e promove o intemperismo. Ainda, a microbiota excreta compostos orgânicos que atuam como agregadores de partículas minerais. É também crucial a ação microbiana sobre elementos que são nutrientes vegetais: a fixação de N por microrganismos em simbiose com plantas ou de vida livre aumenta a produtividade primária e a acidez pela decomposição do N amoniacal fixado. Ainda, formas pouco solúveis de P e S, por exemplo, são convertidas pela microbiota em compostos mais disponíveis às plantas (mineralização). Os fungos filamentosos atuam ainda favorecendo a estabilização de agregados de solo, pelo crescimento de seu micélio. A fauna do solo compreende animais como vermes, insetos e mesmo animais superiores que atuam principalmente por bioturbação, cavando túneis e assim descompactando e aumentando a infiltração de água no solo. A fauna também melhora a agregação do solo e decomposição ao misturar as partículas minerais e orgânicas. A longo prazo, a fauna tem um efeito homogeneizador no solo (*haploidização*, ver 3.4). O efeito do homem sobre a formação do solo é variável: ao remover florestas e cultivar o solo, é comum ocorrer perdas de solo por erosão, o que em tese deixa o material de origem mais exposto ao intemperismo. Por outro lado, costumam ocorrer perdas de carbono orgânico por decomposição acelerada e erosão, o que reduz a atividade decompositora e seu efeito pedogenético. Em um balanço geral, com a atividade agrícola as taxas de destruição (erosão) superam as de criação do solo (intemperismo e pedogênese). A atividade industrial e urbana produz efeitos ainda mais variados pela incorporação de materiais artificiais e contaminantes diversos, o que suscitou o desenvolvimento recente da pesquisa em solos antropogênicos ou antropossolos. Embora se espere com certa razão que o efeito da industrialização e urbanização seja deletério ao solo, no que se refere à pedogênese, esses impactos são ainda pouco conhecidos, especialmente no trópico úmido.

2.3. Relevo

Assim como o clima, este fator atua em uma escala macro (regional ou continental) e micro (local). Ao longo de uma grande região, o efeito do relevo manifesta-se por meio de aumentos consideráveis na altitude ou da distância ao oceano (continentalidade), que tendem a reduzir a temperatura e precipitação, respectivamente. Assim, o macro-relevo atua indiretamente na pedogênese por meio do macro-clima. Mas a acepção de relevo local é a mais comum em Ciência do Solo, e trata basicamente de: a) posição ou elevação de um determinado solo na paisagem – por exemplo, no topo, encosta ou baixada; b) forma da superfície do terreno – por exemplo, se linear, côncava ou convexa; e c) no aspecto, que é a orientação geográfica e determina o grau de exposição ao sol. Jenny entendia que uma paisagem "normal" compreende uma parte mais elevada, onde o solo é mais seco, e uma parte baixa para onde o fluxo sub- e superficial de água é canalizado, e por isso mais úmida. Na maioria dos casos, se dividirmos a paisagem em três porções de acordo com sua elevação, os solos do terço superior serão mais profundos, com maior profundidade do lençol freático (mais secos) e lixiviados. Os solos do terço inferior, por sua vez, têm profundidade variável pois dependem do aporte de sedimentos de cima ou pelo rio, mas são mais próximos ao lençol freático (mais úmidos) e férteis, por receber o aporte de nutrientes dissolvidos ou retidos em sedimentos. Os solos do terço médio ou encosta representam uma transição entre os dois ambientes, e serão geralmente mais rasos e com fertilidade e umidade intermediárias. Contudo, isto não basta para explicar o efeito do relevo, pois solos de mesma altitude na mesma paisagem diferem muito se suas formas são convexas, resultando em dispersão de fluxo de água e solutos, ou se côncavas, concentrando o fluxo de água e solutos em linhas de drenagem que darão origem a córregos. Pedoformas convexas, portanto, favorecem a erosão laminar, enquanto as côncavas favorecem a erosão em sulcos e voçorocas. Na região sudeste do Brasil, onde é comum o chamado relevo de "mar de morros" e "encostas de meia-laranja", os solos de pedoforma convexa tem níveis de fertilidade e C orgânico geralmente menores do que em pedoforma côncava, mas estes são mais suscetíveis a perdas severas por erosão. Finalmente, o aspecto do terreno influencia a gênese do solo de acordo com a latitude: acima dos trópicos (i.e., em latitudes S ou N > 23°26´), o sol jamais fica a pino. Isto significa que, no hemisfério N, encostas voltadas para o N recebem muito menos sol (às vezes nenhum!) do que as voltadas para o S (o mesmo para encostas voltadas para S, no hemisfério S). Assim, nas regiões de clima temperado, a formação de solo é mais acentuada nas encostas cujo aspecto resulta em maior insolação e portanto maior temperatura do solo, promovendo mais intemperismo. Em regiões de clima tropical, que pode ser definido como aquele que ocorre entre as latitudes 23°26´ S e 23°26´ N, todas as encostas recebem insolação a pino por parte do ano, e efeito do aspecto na formação do solo pode diferir daquele em clima temperado: encostas de maior insolação são geralmente mais secas, mas podem também possuir maior biomassa. Os pedólogos geralmente descrevem o relevo em termos como escarpado, montanhoso, fortemente a suavemente ondulado, ou plano, mas conforme visto acima, em todos esses casos há diferenciação em maior ou menor grau de acordo com elevação, forma e aspecto. O relevo plano

propriamente dito não é influenciado pelo aspecto, e pode ocorrer em terreno alto (platô, mesa ou chapada) ou baixo (planície de inundação ou terraço). Os solos desses locais planos seguirão aproximadamente o padrão enunciado para os do terço superior e inferior.

2.4. Material de origem

Em uma concepção restrita, compreende as rochas, que são agregados consolidados de minerais, cujo intemperismo resulta na formação do solo. Porém, este conceito abrange ainda materiais inconsolidados, como sedimentos fluviais e taludes, saprolitos, matéria orgânica em decomposição, e mesmo materiais antropogênicos como concreto, entulho etc. O capítulo 2 trata em detalhe de minerais, rochas, e saprolitos, ao qual encaminhamos o leitor.

2.5. Tempo

Talvez o mais difícil fator de formação a ser tratado, refere-se ao período durante o qual os demais fatores atuaram sobre a superfície do material de origem, gerando o solo. O tempo pedogenético, assim, não deve ser confundido com a idade da rocha, e não se pode datar um solo por técnicas isotópicas da mesma forma que uma rocha ígnea ou restos orgânicos mumificados. Ainda, na maioria dos casos, parte dos materiais minerais e orgânicos que formaram o solo, ao longo de um tempo maior do que o registro histórico, foi transportada a partir de diferentes locais (“material alóctone”). Exceções notórias são solos de idade conhecida em locais onde as geleiras derreteram há pouco tempo (i.e., 13 mil anos ou menos) e deixaram a rocha exposta, ou sobre derrames vulcânicos recentes. Uma pergunta frequente é: quanto tempo leva para formar uma camada de solo a partir da rocha? Jenny famosamente tratou do assunto usando o exemplo da decomposição de lápides de cemitérios ou de rochas usadas na construção de castelos medievais. Assim, ele compilou valores entre 500 a 240 anos para decompor 25 mm de lápides na Inglaterra, 300 anos para formar 10 cm de solo sobre calcário na Rússia, e 58 anos para formar 35 cm de solo sobre pedra-pomes próximo a Krakatoa. Ou seja, pode-se formar entre 0.05 a 6 mm de solo por ano, embora valores como 20 mm por ano tenham sido também reportados para solos sobre cinza vulcânica no trópico úmido. A resposta depende do clima e material de origem, para citar somente os dois outros fatores mais importantes neste caso.



Figura 1. A Serra da Boa Esperança, Minas Gerais, é uma formação de quartzito que se eleva mais de 300 m sobre o embasamento local. Nesta fotografia tirada da face norte, pode-se observar os vários efeitos do fator relevo na formação do solo. As linhas amarelas representam a alternância entre formas convexas e côncavas, tanto ao longo da serra quanto do terreno muito menos movimentado em segundo plano. Enquanto as formas convexas dispersam o fluxo de água, sedimentos e solutos em todas as direções, as côncavas o concentram, dando origem a linhas de drenagem (em azul) que podem ser superficiais (córregos) ou subsuperficiais, cuja maior umidade e fertilidade sustentam as matas de galeria ou ciliares. As duas setas representam a máxima incidência do sol ao meio-dia no inverno (seta mais inclinada) e no verão (seta quase vertical), ilustrando o efeito do aspecto: a vegetação da encosta sul é graminosa, com poucas árvores, em contraste com a encosta norte. Finalmente, a diferença de altitude provavelmente resultará em menores temperaturas e maior umidade na serra, afetando o grau de intemperismo, mas também causando maior erosão, impedindo que os solos se tornem tão profundos quanto os Latossolos Vermelhos do terreno em segundo plano.

FOTO: Y. L. Zinn

No Brasil úmido, onde o intemperismo é relativamente rápido, tais números são pouco conhecidos. Geralmente assume-se com certa segurança que, em locais de relevo mais plano (ou “suave ondulado”), o tempo de

pedogênese decorrido é suficientemente longo para que: a) os outros fatores tenham alcançado sua máxima expressão, b) o intemperismo já esteja em grau avançado, e c) os principais processos de formação já se tenham manifestado, geralmente resultando em solos chamados Latossolos e Argissolos (ver capítulo 4), por exemplo. Como exceções, ocorrem áreas com maior declive, onde a incisão pela erosão pluvial resulta em exposição de material ainda pouco intemperizado (processo chamado genericamente de “rejuvenescimento” da paisagem), deslocando o “equilíbrio químico” do sistema de modo que o solo não mais pode ser considerado “maduro”, formando Cambissolos e Neossolos, dentre outros (capítulo 4). Ainda, a deposição fluvial de sedimentos é outro caso clássico que resulta em solos cujo tempo de formação é curto, com consequências importantes em áreas que recebem material pouco intemperizado e rico em nutrientes, como o caso dos sedimentos andinos depositados em planícies de inundação na Amazônia, ou no vale do Nilo. Em termos práticos, talvez o mais importante seja lembrar que o solo pode ser destruído (ou seja, erodido) por um manejo inadequado em um tempo muito mais curto do que leva para ser formado.

Alguns autores consideram ainda um sexto fator independente de formação do solo, a drenagem interna, que é a facilidade com que um solo perde água por gravidade. Em termos práticos, isto faz sentido, pois camadas impermeáveis em subsuperfície permitem a existência de solos mal-drenados ou encharcados mesmo sob clima árido e no topo da paisagem, formados a partir de qualquer material de origem, em qualquer grau de alteração e sob qualquer vegetação. Assim, a drenagem interna é de fato independente dos outros fatores, e possui grande importância na formação do solo porque controla a lixiviação de íons e solutos e a oxigenação do solo. Terrenos bem drenados permitem boa oxigenação, e que a água que percola pelo solo carregue consigo sílica (H_4SiO_4), bases trocáveis (por exemplo Ca, Mg, K e Na) e matéria orgânica dissolvida, o que afeta a mineralogia e química dos solos resultantes. Por outro lado, terrenos encharcados restringem a remoção desses solutos e promovem anaerobiose, com forte efeito sobre a formação e estabilidade das argilas, solubilização de elementos geralmente pouco móveis como Fe, Mn e P, e acúmulo de carbono orgânico, por exemplo.

3. INTEMPERISMO

O intemperismo pode ser entendido como a série de processos físicos e químicos que, em condições de baixa temperatura e pressão (i.e., cerca de 25 °C e 1 atmosfera), decompõem os minerais que compõem as rochas, resultando em: a) diminuição de tamanho de grãos minerais, b) liberação de íons da estrutura cristalina desses minerais, e c) formação de minerais secundários (argilas) e/ou materiais amorfos. A mistura e interação desses produtos do intemperismo formam o material que irá posteriormente (ver ítem 4) tornar-se solo.

O intemperismo desperta o interesse de geólogos por sua importância na destruição das rochas e formação de alguns minérios; dos geomorfologistas por seu efeito no desenvolvimento das paisagens na superfície da Terra, e pelos pedólogos por sua importância na formação do solo. Na realidade, o intemperismo transcende estas dimensões utilitárias e pode ser considerado, como o tectonismo e vulcanismo, parte inseparável dos processos pelos quais o planeta se transformou, ao longo de bilhões de anos, de uma massa estéril em um ambiente receptivo à evolução da vida e da fotossíntese. Os primeiros organismos a surgir no planeta necessitaram absorver nutrientes inorgânicos como P, Ca, K e Fe, que tiveram de ser liberados previamente pelo intemperismo primordial de minerais, e isso moldou toda a espetacular evolução biológica que se seguiu.

Tradicionalmente, livros-texto tratam do intemperismo físico antes do químico. Isto é uma abstração irreal, pois os dois processos ocorrem simultaneamente, mas facilita o aprendizado porque ressalta a importância fundamental do intemperismo físico, que é diminuir o tamanho dos grãos, aumentando sua área de contato com o meio e portanto sua reatividade química. Por exemplo, consideremos o mineral galena (PbS), que pode formar cristais em forma de cubos que, quando impactados, geram outros cubos menores em virtude de sua clivagem em três planos. Um cubo de galena de 1 cm de lado possui um volume de 1 cm^3, massa de 7,4 g, área total de 6 cm^2, e área específica de 6 cm^2 / 7,4 g = 0,81 $cm^2\ g^{-1}$. Se este cubo for quebrado em 1.000 cubos de lado 0,1 cm, o volume e a massa final serão os mesmos, mas a área total terá aumentado para: 0,1 cm x 0,1 cm x 6 faces x 1.000 cubos = 60 cm^2, resultando em área específica de 8,1 $cm^2\ g^{-1}$. Em termos práticos, a mesma quantidade de material estará sujeita a um intemperismo no mínimo 10 vezes mais rápido, pois este processo ocorre na superfície dos minerais. Para se ter uma idéia ainda mais clara da real dimensão da área de contato de minerais com o meio de intemperismo, medições de área específica por adsorção e dessorção de N_2 em laboratório retornam valores aproximados de 1 $m^2\ g^{-1}$ para a fração areia, 40 $m^2\ g^{-1}$ para a fração argila, e de 20 $m^2\ g^{-1}$ para o solo como um todo, no caso de um solo brasileiro de textura média. Além disso, o intemperismo físico proporciona a abertura de micro-fissuras a grandes rachaduras nas rochas, onde a água e ácidos podem penetrar e promover o intemperismo químico.



Figura 2. O efeito dramático do intemperismo sobre o granito pode ser visto neste afloramento do Parque Nacional Joshua Tree, sul da Califórnia. Em climas mais úmidos no passado, o intemperismo químico apodreceu a rocha e facilitou a remoção de material pela erosão hídrica. No clima árido atual, o intemperismo físico promove a esfoliação esferoidal que arredondou estes *tors* e eventualmente resultou no "olho" na parte menos espessa do bloco achatado ao centro. O solo derivado é tipicamente rico em cascalho e areia, com baixo teor de argilas, predominantemente do tipo 2:1 (micas, esmectita e vermiculita) e caulinita.

FOTO: Y.L. Zinn

Os principais processos de intemperismo físico podem ser considerados:

- Remoção de carga sobrejacente: A maioria das rochas foi formada em profundidades nas quais a pressão litostática era várias ordens de grandeza maior do que a pressão atmosférica na superfície do planeta. Assim, seus grãos minerais se cristalizaram ou foram cimentados sob uma pressão tão grande que seu tamanho era relativamente pequeno. Com o passar do longo tempo geológico, grandes espessuras de rocha sobrejacente foram intemperizadas e removidas por erosão, especialmente quando houve também soerguimento das massas continentais ou cordilheiras. Assim, as rochas são trazidas lentamente à superfície, e gradual diminuição da pressão permite certa expansão dos minerais, e assim o

desprendimento de grãos individuais e camadas. Este processo torna as rochas mais suscetíveis aos outros mecanismos discutidos a seguir.

- Expansão e contração térmica: A insolação provoca variações diárias de até 70^0C em rochas expostas ao meio. Rochas são basicamente agregados cimentados de minerais, e cada mineral se dilata com intensidade diferente ao longo de seus eixos cristalográficos. Ao longo dos anos, a expansão e contração diárias provocam inúmeras microfissuras entre os grãos, e findam por desprender os grãos, e às vezes grandes placas, da rocha.

- Cunhas de gelo: Onde as temperaturas atingem valores negativos (regiões de clima temperado ou grande altitude), a água que se infiltra nas fissuras das rochas congela e, ao expandir-se, o gelo separa ainda mais essas fissuras. Este processo confere o aspecto arestado e pontiagudo de montanhas nevadas, em contraposição às curvas suaves dos pães-de-açúcar comuns em clima mais quente.

- Raízes: Quando emergem da semente, a maioria das raízes possui pequeno diâmetro e podem penetrar em fissuras das rochas, em busca de água. Se a planta obtém sucesso vegetativo, as raízes podem crescer muito em diâmetro, separando ainda mais as fissuras. Este tipo de intemperismo é considerado como biológico por alguns autores.

- Abrasão: Areia de diferentes tamanhos, transportada por água ou vento, pode incidir sobre rochas, desbastando-as e provocando o desprendimento de grãos lá cimentados. Este tipo de intemperismo é o responsável pela erosão eólica que esculpe arcos e “cálices” em arenito sob clima árido, e também pelo polimento de seixos rolados no leito de rios.

- Cristais de sal: A halita (NaCl) é um mineral comum em ambientes costeiros ou áridos. Seus cristais podem aumentar de tamanho pela evaporação de água salina aportada lentamente por ascensão capilar ou pela maresia. Se esses cristais se localizam em microfissuras de rochas ou outros materiais, seu crescimento pode produzir altas pressões, que findam por aumentar essas fissuras e expor ainda mais a rocha ao intemperismo. Esta é a razão básica pela qual a corrosão e ferrugem ocorrem muito mais rapidamente à beira-mar.

O intemperismo químico compreende as diversas reações químicas que, atuando na superfície dos minerais, causam sua decomposição, e conforme já discutido, será mais rápido quanto menor o tamanho dos grãos

minerais. É importante ainda entender que o intemperismo ocorre na superfície do planeta precisamente porque nossa atmosfera é rica em três gases quimicamente reativos: O_2, H_2O e CO_2. O conceito de meta-estabilidade em mineralogia implica que os minerais são mais estáveis em condições de temperatura e pressão próximas àquelas que ocorriam quando de sua gênese. Como regra geral, para os silicatos, a resistência ao intemperismo químico é maior para aqueles formados em menores temperaturas (ver sequências de Bowden e Goldisch no capítulo 2), e assim, sabe-se que o quartzo é mais resistente do que a olivina, por exemplo. Porém, qualquer mineral, primário ou secundário, está sujeito ao intemperismo, e sem esquecer as exceções clássicas (diamante, zircão), todos podem desaparecer, passado um longo tempo. Há diversas reações que atacam os diferentes minerais, que às vezes resultam nos mesmos produtos; ainda, a decomposição de um mineral e formação de um outro podem ocorrer em uma única reação, ou em uma sequência de reações. Não é o objetivo deste capítulo uma descrição detalhada dos processos de intemperismo químico, mas as seguintes reações devem ser comentadas:

- Dissolução simples: relevante para minerais altamente solúveis em água. O exemplo clássico é a halita, que se dissolve como:

  $NaCl + H_2O \leftrightarrow Na^+ + Cl^-$ (íons hidratados).

  Embora não seja comum em ambientes terrestres sob clima úmido, a halita pode ser um importante componente de rochas e solos em clima árido. Uma eventual mudança ambiental para clima mais úmido, processo que já ocorreu diversas vezes ao longo do tempo geológico, removeria a halita em um local de boa drenagem, resultando em um ambiente muito mais propício à vegetação.

- Hidratação: Nesta reação, moléculas de água são incorporadas na estrutura do mineral. Um exemplo clássico é o da anidrita:

  $CaSO_4$ (anidrita) + $2H_2O \leftrightarrow CaSO_4.2H_2O$ (gipsita)

  Como a halita, a anidrita e gipsita são minerais estáveis somente em ambiente árido, onde ocorrem poucas chuvas em um ano. Como essa reação é reversível, após uma chuva a gipsita se desidrata e torna a ser anidrita; porém, em caso de mudança gradual para um clima mais úmido, a gipsita se tornaria progressivamente mais hidratada e eventualmente se dissolveria. Em mineralogia, o termo hidratação

também é aplicado à incorporação de radicais OH^- na fórmula de um mineral, mas isto é mais propriamente tratado como uma reação de hidrólise (ver abaixo).

- Oxidação/redução: é um processo importante para minerais que contém elementos de valência variável, e especialmente Fe, Mn e S. É bem conhecido que a presença de Fe^{2+} em silicatos máficos torna o intemperismo desses minerais até 3 vezes mais rápido em comparação aos félsicos, como para a seguinte reação simplificada para piroxênio:

$$Fe^{(2+)}SiO_3 + 2.5H_2O + 0.25O_2 \rightarrow Fe^{(3+)}OOH\ (goethita) + H_4SiO_4$$

Esta reação completa envolve transferência de elétrons do Fe^{2+} para o O_2, e é também uma hidrólise, conforme discutido a seguir. O produto final não é necessariamente goethita e sílica, pois podem ser formados minerais como hematita (Fe_2O_3) ou hidróxidos amorfos de Fe, e filossilicatos, a depender das condições de drenagem, umidade e presença de íons Mg^{2+} e/ou Al^{3+} na solução de intemperismo. Outro exemplo de grande importância ambiental é o que ocorre quando minerais sulfetados são expostos, geralmente pela mineração, à atmosfera, como na reação simplificada para a *pirita*:

$$Fe^{(2+)}S_2 + 2H_2O + 3O_2 \rightarrow Fe^{(+3)} + 2H_2SO_4$$

Esta reação também envolve hidrólise e é geralmente mediada por diferentes microrganismos em várias etapas, e tanto o Fe quanto o S são oxidados e seus elétrons transferidos para o O_2. O ácido sulfúrico gerado é frequentemente exportado via água de percolação (a chamada drenagem ácida de mina) e possui grande efeito no intemperismo dos demais minerais associados presentes. Os solos chamados ácido-sulfatados ou tiomórficos são aqueles em que a alternância entre meios oxidantes e redutores, associados respectivamente a aeração ou anaerobiose, promove a conversão sazonal entre sulfetos e sulfatos.

- Hidrólise: Por esse nome, são geralmente designadas reações que envolvem a dissociação da água:

$$H_2O \rightarrow OH^- + H^+$$

Em mineralogia, o termo também se refere àquelas em que um mineral é atacado por H^+ ou OH^-, liberando íons. Um tipo extremamente importante de hidrólise, por sua ocorrência generalizada, é a carbonatação:

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^- \text{ (bicarbonato)} + H^+ \leftrightarrow CO_3^{-2} \text{ (carbonato)} + 2H^+$$

reação que, embora reversível, é talvez a principal fonte de H^+ na litosfera. A acidez gerada promove muitas reações, como a dissolução da calcita:

$$CaCO_3 + 2H^+ \leftrightarrow H_2O + CO_2 + Ca^{2+},$$

formando cavernas e relevo *karst* pela passagem de água ligeiramente acidificada por rocha calcárea. Ainda mais importante é alteração de silicatos e feldspatos, como:

$$2KAlSi_3O_8 \text{ (ortoclásio)} + 9H_2O + 2H^+ \rightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_4 \text{ (caulinita)} + 4H_4SiO_4 + 2K^+$$

Esta reação não só forma *caulinita*, filossilicato do tipo 1:1, talvez o mineral de argila mais frequente nos solos do mundo, mas também libera K^+ (ou Na^+ e Ca^{2+}, a depender to tipo de feldspato) e sílica, que podem ser perdidos como solutos na água de percolação, no processo chamado de *lixiviação*. A lixiviação de sílica é uma das características fundamentais do intemperismo, pois determina a mineralogia das argilas formadas no solo, e recebe um nome específico: dessilicação (ou dessilicificação e dessilicatização). Sob clima mais seco ou em condições de drenagem restrita, o grau de hidrólise e dessilicatização é menor, e formam-se minerais do tipo 2:1 como a *esmectita*, enquanto que em clima quente, úmido e com drenagem forte, forma-se a *gibbsita* $Al(OH)_3$ diretamente ou a partir da decomposição da caulinita, conforme a Figura 3.

Outro tipo importante de filossilicato 2:1 na argila dos solos são as *vermiculitas*, formada da alteração, por remoção de K^+ retido entre as camadas das *micas*, outro grupo de minerais 2:1 comuns em rochas e solos.

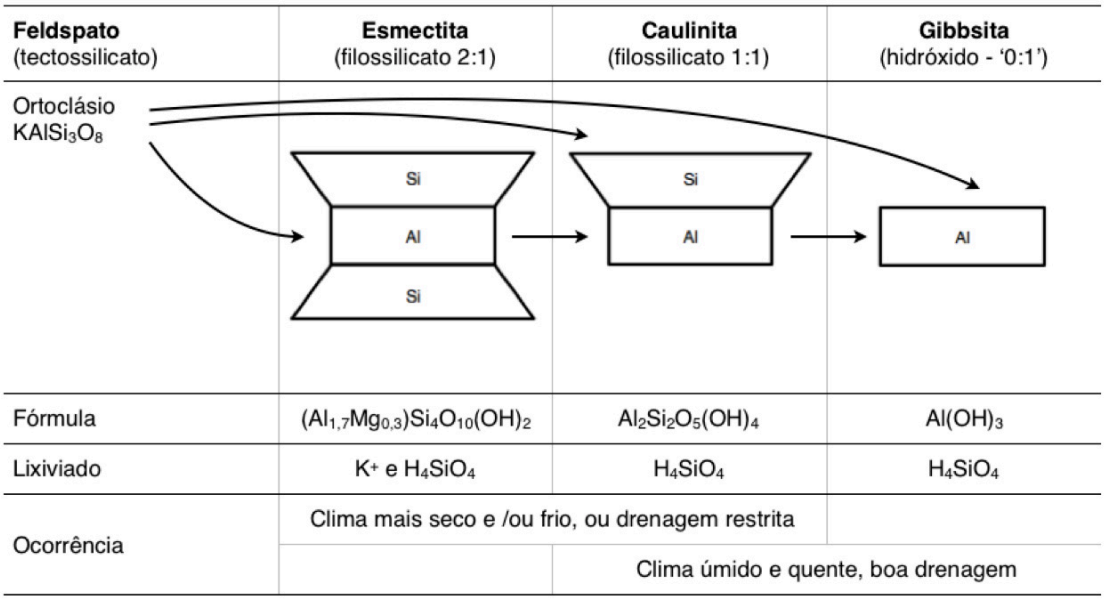


Figura 3. Esquema simplificado da alteração ideal de feldspato para minerais comuns na argila do solo, que pode ocorrer em sequência ou diretamente. Da esquerda para a direita, aumenta o grau de dessilicação, resultando em solos progressivamente mais intemperizados. Reações similares podem ocorrer para a alteração de outros feldspatos, micas e silicatos máficos. Notar que a caulinita é um mineral que pode ser formado e manter-se estável em diferentes pedoambientes, o que não ocorre para os minerais 2:1 e a gibbsita. Finalmente, repare que todos os minerais secundários acima são hidratados, pois incorporaram OH^-, ausente no feldspato, em sua estrutura cristalina.

Pode-se citar ainda a hidrólise gerada após a hidratação de íons Fe^{3+} liberados pela oxidação de minerais máficos, da seguinte forma:

$$Fe^{3+} + 6H_2O \rightarrow Fe(H_2O)_6^{3+} \rightarrow Fe(OH)_6^{3-} + 6H^+$$

Essa espécie iônica de ferro hidratado pode ser escrita em sua forma neutra como $Fe(OH)_3$. Nesse composto, o Fe possui número de coordenação 6 e forma um octaedro, que começa a polimerizar-se e forma um sólido pouco cristalino que recebe o nome genérico de ferridrita, precursor de importantes minerais do solo, como a *hematita* (Fe_2O_3, que dá cor vermelha ao solo) e a *goethita* (FeOOH, cor amarelada, Figura 4). Parte dos H^+ formados é neutralizada na formação de H_4SiO_4, ácido fraco, a partir da SiO_4^{-4} liberada dos silicatos máficos (ver Oxidação/ Redução acima).

- Acidólise: É um tipo particular de hidrólise causado pela dissociação de H^+ de ácidos orgânicos de peso molecular altamente variável. Difere da hidrólise comum pelo efeito quelante desses ácidos, que tornam móveis no perfil do solo os íons de Fe e Al liberados, que em outros ambientes tendem a formar óxidos de baixa solubilidade. É mais comumente associado a florestas de clima temperado e de coníferas, e a solos arenosos.

É comum ouvir que a maioria dos solos brasileiros são altamente intemperizados, devido ao clima tropical úmido. Isto significa que esses solos são profundos e compostos por minerais primários resistentes (quartzo, e pequenas quantidades de zircão, rutilo, etc.), geralmente nas frações mais grosseiras como a areia, e por minerais secundários igualmente resistentes na argila (caulinita, gibbsita, goethita e hematita). Em alguns casos, onde o clima é muito úmido, quente e a drenagem excessiva, a caulinita é dissolvida e começa a formar-se um acúmulo residual de quartzo, óxidos de Fe e gibbsita, conhecido como laterita. Este nome vem do latim para tijolo (*later*), pois é usado como material de construção por ser fortemente cimentado por óxidos, ou seja, pode ser considerado uma rocha sedimentar pedogênica. Em Ciência do Solo, usa-se também o termo petroplintita (do grego *plinthos*, para o mesmo tijolo) em substituição, mas laterita é o nome mais empregado internacionalmente e em outras disciplinas. Mais comumente, as lateritas ocorrem onde o material de origem é rico em Fe, mas podem ocorrer em qualquer solo ou subsolo onde há aporte de Fe dissolvido vindo das porções mais altas da paisagem. Lateritas são consideradas por alguns autores como material de origem de solo, e são extremamente comuns no Brasil, especialmente as ricas em Fe, chamadas de cangas (Figura 4). Contudo, mesmo nesse material resistente, o Fe pode ser reduzido e dissolvido sob prolongada anaerobiose, desmantelando a laterita. Porém, isso não ocorre com a gibbsita, que é o mineral secundário mais estável no ambiente, que pode acumular-se com a dissolução dos outros, inclusive o quartzo, formando o único minério conhecido de alumínio, a bauxita. Finalmente, é importante lembrar que o Brasil possui também regiões semi-áridas (Nordeste) e subtropicais (Sul), bem como diferentes condições de microclima e relevo em todo o território, que favorecem a ocorrência solos mais rasos e minerais secundários indicativos de menor intemperismo, como os filossilicatos 2:1, carbonatos e outros.



Figura 4. O efeito do intemperismo sob clima úmido na região de Lavras, sul de Minas Gerais. À esquerda, saprolito de granito (rocha pobre em Fe) mostrando coloração branca da alteração dos feldspatos em caulinita e/ou gibbsita, e tons amarelados de goethita da alteração da pouca biotita presente. Ao centro, saprolito de rocha máfica (rica em Fe) mostrando o interior inalterado e manto de intemperismo com cores indicativas de grande proporção de hematita e goethita. Assim, torna-se evidente porque os solos formados de rochas básicas tendem a ser mais vermelhos. À direita, fragmento de laterita ferruginosa, resultante de prolongada lixiviação e hidrólise, e acúmulo residual de óxidos de Fe, a partir da alteração de rocha máfica.

FOTO: Y. L. Zinn

4. PROCESSOS DE FORMAÇÃO DO SOLO

O estudo dos fatores de formação e processos de intemperismo não basta para explicar a complexidade da pedogênese. Isto porque pode haver teoricamente um número quase infinito de combinações dos cinco fatores, e o intemperismo apenas produz o material do qual o solo é composto, sem determinar como este se organiza. Já em 1959,

Roy Simonson escreveu um influente texto no qual mencionava que, se o solo fosse realmente a mistura de rocha decomposta e matéria orgânica, o intemperismo bastaria para explicar sua formação. De fato, em uma mesma região, solos e sedimentos podem apresentar grande diferença entre si, mesmo que tenham a mesma composição mineral e orgânica. Um livro-texto clássico de Pedologia (Buol et al., 1997) explica que o solo difere dos sedimentos por apresentar *horizonação*, que é a formação de camadas ou horizontes por processos que não envolvem somente deposição (Figura 5), e *estrutura*, que é a agregação de partículas primárias (areia, silte, argila e matéria orgânica) em partículas secundárias, os agregados ou *peds*.

O tipo, sequência e espessura dos horizontes do solo, e em menor escala a estrutura do solo, são portanto os indicadores-chave dos processos de pedogênese. Simonson, após estudar os diferentes processos de formação de solo, a dificuldade de sua nomenclatura e as restrições inerentes, propôs a importante simplificação de que existem quatro grupos genéricos de processos de diferenciação dos horizontes: adição, remoção, translocação e transformação. Sua grande inovação foi o conceito de que esses processos não ocorrem em oposição um ao outro, como se acreditava antes, mas simultaneamente em todos os solos, e aqueles predominantes no balanço de combinações governarão a natureza do perfil do solo formado. Os quatro grupos podem ser explicados como se segue:

- Adição: Uma seção vertical do solo (seu “perfil”) recebe um balanço de massa positivo, pelo aporte de substâncias, principalmente matéria orgânica, carbonatos, solutos, argilas e minerais em geral. Esse material pode vir da deposição aérea como poeira ou chuva, transportado em cheias de rios, ou por fluxo lateral de sedimentos e solutos vindos de áreas mais altas da paisagem. Matéria orgânica pode ser acumulada pela lenta decomposição em solos encharcados (paludização, Figura 5), e carbonatos podem se formar pela carbonatação e precipitação com cálcio derivado de feldspatos, por exemplo. Esse processo é especialmente ativo na formação de Neossolos Flúvicos, Organossolos, Gleissolos, Chernossolos, e alguns Plintossolos.

- Remoção: O perfil sofre uma perda líquida de massa, geralmente com diminuição de volume (rebaixamento da paisagem), na forma de bases trocáveis, sílica, matéria orgânica, ou mesmo por erosão. O exemplo clássico é o dos Latossolos, mas a rigor, tais perdas ocorrem em todos os solos bem drenados. Em áreas montanhosas, as perdas por erosão removem continuamente o solo formado, que é geralmente raso e pouco intemperizado, ou mesmo ausente. Mesmo em relevo menos inclinado, a erosão pronunciada remove o material intemperizado, tornando o material de origem fresco mais exposto ao intemperismo, no processo chamado pelos pedólogos de rejuvenescimento da paisagem.

- Translocação: Refere-se à movimentação vertical de matéria no perfil do solo, tipicamente exportados de um horizonte eluvial para outro iluvial. Mais comumente, trata-se de: a) argiluviação, envolvendo minerais de argila ou material amorfo; b) podzolização, que compreende matéria orgânica humificada e/ou solúvel, frequentemente com Fe e Al em quelados (queluviação); e c) ascensão capilar, freatofismo, e lixiviação de solutos inorgânicos que podem ser, respectivamente, de sais, nutrientes absorvidos por raízes, e Fe^{+3}. Alguns desses processos costumam resultar em forte diferenciação de horizontes, e estão associados a certas ordens taxonômicas (capítulo 4): argiluviação a Argissolos, Nitossolos e Luvissolos; e podzolização a Espodossolos. Contudo, dois outros processos específicos de translocação estão associados à menor homogeneização dos horizontes (haploidização): a bioturbação pela fauna do solo, e a movimentação sazonal de agregados em solos ricos em argilas expansivas (Vertissolos).

- Transformação: Compreende, por exemplo, a humificação, que é a transformação de resíduos orgânicos em substâncias húmicas, mas também os diferentes processos de intemperismo, já discutidos acima.

Como visto, a grande variação nos fatores de formação, tipos de intemperismo e processos de formação do solo pode resultar em uma diversidade pedogenética quase tão grande quanto a biodiversidade. Este capítulo não teve a pretensão de apresentar em detalhe os diferentes fatores e processos envolvidos na gênese do solo, mas apenas sumarizar os pontos-chave para que os interessados comecem a ver o solo com olhos mais atentos. Porém, entendemos que o material de origem é o fator de formação com maior influência sobre a composição do solo, por determinar os principais processos de intemperismo químico e os minerais secundários envolvidos nos processos de formação. Assim, como uma síntese do conteúdo apresentado, a Tabela 1 apresenta os materiais de origem mais comuns no Brasil, bem como os respectivos solos formados, sob clima tropical úmido, em paisagens não sujeitas a encharcamento. Obviamente, esta tabela (ou mesmo outra muito mais extensa) não pode abarcar todas as ocorrências verificadas em um trabalho de campo detalhado, mas esperamos que possa ser uma ajuda à memória ou à investigação para o leitor.



Figura 5. Horizontes de diferentes solos formados sobre ardósia, um argilito metamorfizado, em uma toposequência ao longo de uma mata de galeria no Distrito Federal. À esquerda, um Gleissolo com 2 horizontes A (A1 e A2), sendo o mais profundo com maior teor de matéria orgânica devido à lenta decomposição orgânica em anaerobiose causada pelo lençol freático subjacente. À direita, um Latossolo com horizontes A, AB e B, distante 2 km e com altitude 12 m acima. Ambos apresentam cascalho formado por fragmentos de ardósia intemperizada e de lateritas em processo de desmantelamento. Notar as diferenças de cores causadas pela remoção de óxidos de Fe no Gleissolo, que possui alta fertilidade devido ao fluxo vindo da parte alta da paisagem.

FOTO: M. Scheuber

Tabela 1.
Principais materiais de origem do solo no Brasil e os solos mais comuns deles derivados. Exceto onde especificado, assume clima tropical úmido, terço superior e médio de relevo suave a pouco ondulado, longo tempo pedogenético e vegetação nativa de floresta ou cerrado, e boa drenagem.

Material de origem	Solos derivados mais comuns no Brasil	Observações
Rochas ígneas ácidas e seus metamórficos - granitos, gnaisses etc.	Profundos, textura média, fertilidade baixa a média, argila caulinítica com goethita e às vezes gibbsita ou vermiculita: Argissolos e Latossolos vermelho-amarelos. Sob clima mais seco, mais arenosos, férteis, menos intemperizados: Argissolos, Nitossolos, Cambissolos, Neossolos, Latossolos.	Relevo de “mar de morros” no Sudeste. Pode ser gibbsítico em clima de altitude úmido.
Rochas ígneas básicas e seus metamórficos – gabro, basalto, diabásio, anfibolitos etc.	Profundos, textura argilosa, fertilidade baixa a média, argila com mais gibbsita e hematita do que caulinita: Latossolo, Argissolo, Nitossolo vermelhos. Sob clima mais seco, mais arenosos, férteis: Argissolos, Nitossolos, Chernossolos, Cambissolos, Neossolos.	Areia pode conter magnetita e hematita. Estrutura granular fina é comum. Na bacia do Paraná, associado a arenitos.
Rochas ígneas ultrabásicas e seus metamórficos - serpentinito etc.	Profundidade e textura variáveis, argila hematítica, às vezes sem caulinita, baixa fertilidade, altamente magnético: Plintossolo. Em clima mais frio ou relevo movimentado, pouco desenvolvidos, ricos em argilas 2:1 e talco.	Excesso de Mg em relação a Ca. Ainda pouco estudados no Brasil.
Rochas sedimentares silicosas e seus metamórficos – arenito, siltito, quartzito etc.	Profundos, baixo teor de argila, nutrientes, baixa retenção de água e matéria orgânica: Neossolos quartzarênicos, Cambissolos, Espodossolos. O quartzito costuma ocorrer em serras e chapadas, resultando ainda em pedregosidade.	Quando ricos em Fe, são chamados de itabirito, que gera solos riquíssimos em hematita.
Rochas sedimentares clásticas finas e seus metamórficos – argilitos, ardósia, xistos etc.	Profundos, alto teor de argila mas com retenção de água variável, fertilidade baixa a média, alto teor de matéria orgânica: Latossolos, Argissolos etc. Em clima seco, rasos e cascalhentos: Neossolos, Vertissolos etc.	Pode conter argilas do tipo 2:1 – micas, vermiculitas e esmectitas. O “verdete” contém glauconita.
Rochas sedimentares químicas e seus metamórficos – calcário, meta-calcário etc.	Profundos, argilosos, baixa fertilidade, formados da acumulação residual de impurezas no calcário: Latossolos. Sob clima seco, podem ser rasos e férteis, com matéria orgânica variável: Chernossolos, Cambissolos, Neossolos	Carbonatos também podem ser pedogênicos.
Sedimentos recentes e soltos – alúvio	Profundidade, textura e fertilidade variável, geralmente próximos ao lençol freático: Neossolo Flúvico, Gleissolo, Organossolo etc.	Sedimentos dos Andes dão alta fertilidade a alúvio na Amazônia
Carapaças lateríticas em desmantelamento	Profundidade e fertilidade variável, textura geralmente argilosa, mas com muito cascalho. Latossolo, Argissolos e Plintossolos etc.	Comuns no Cerrado e regiões limítrofes.

LITERATURA RECOMENDADA

BUOL, S.W., F.D. HOLE, R.J. MCCRACKEN, R.J. SOUTHARD. 1997. Soil genesis and classification. Iowa St. Univ. Press, Ames IA. 527 p.

JENNY, H. 1941. Factors of soil formation – a system of quantitative pedology. 1994 unabridged edition, Dover, NYC.

DIXON, J.B., SCHULZE, D.G. (eds.). Soil mineralogy with environmental applications. Soil Sci. Soc. Am., Madison, 2002.

SIMONSON, R.W. Outline of a generalized theory of soil genesis. Soil Science Society of America Proceedings, v. 23, p. 152-156, 1959.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.CM.; FAIRCHILD, T.R.; TAIOLI, F. (orgs.). Decifrando a Terra. São Paulo, Cia. Editora Nacional, 2000. 559 p.

Boxe Temático

Os Horizontes do Solo

Yuri Lopes Zinn

A maioria dos solos é constituída por um conjunto de camadas aproximadamente paralelas à superfície do solo, chamadas de horizontes. Os horizontes resultam exclusivamente dos processos de formação do solo, definição que exclui camadas meramente formadas por deposição de sedimentos, como o que frequentemente ocorre na beira de rios ou no sopé de áreas erodidas. Os horizontes devem ser identificados no campo por suas diferenças em morfologia, ou mais especificamente, por sua cor, textura, consistência, estrutura, cerosidade, nódulos e concreções, e também por sua continuidade e transição para outros horizontes (Buol et al., 1997). Os horizontes, por serem subdivisões do solo, devem ser descritos e amostrados para análise separadamente, e podem ser dos seguintes tipos básicos (em ordem do mais superficial para o mais profundo):

Tabela 1.
Horizontes do solo

Horizonte	Descrição
O	Horizonte superficial orgânico, formado pela deposição de grande quantidade de resíduos de vegetação. Mais comum sob clima mais frio.
A	Horizonte superficial mineral, de cor escurecida pela matéria orgânica humificada derivada da vegetação suprajacente. Sua estrutura apresenta-se geralmente mais desenvolvida do que a do B, pelo efeito agregante da matéria orgânica e ciclos frequentes de umedecimento/secagem.
E	Horizonte subsuperficial mineral, de cor clara ou branca pela lixiviação de matéria orgânica e mineral, arrastada por ácidos orgânicos de alta mobilidade. Mais comum sob clima mais frio e em solos ácidos.
B	Horizonte subsuperficial mineral, sem a cor escura do A ou branca do E, apresentando estrutura bem definida, de grande importância diagnóstica.
C	Horizonte subsuperficial mineral, de cor mais clara do que o B, sem estrutura e valor diagnóstico. Às vezes chamado de regolito.

É importante notar que nem todo solo apresenta essa sequência: no Brasil, horizontes O e E são relativamente raros, e mesmo a típica configuração A-B-C é ausente em várias situações. Por exemplo, alguns solos tiveram seu horizonte A truncado por erosão, e os Neossolos apresentam uma sequência A-C ou A-rocha. Por outro lado, alguns solos apresentam mais de um horizonte A ou B, que recebem números (por exemplo, A1 e A2) ou códigos (por exemplo, Bw), havendo ainda horizontes transicionais (AB, BA ou BC). Os horizontes apresentam grande importância para a diagnose (identificação) dos diferentes tipos de solo, pois as classificações de solos utilizadas no Brasil e Estados Unidos, por exemplo, são baseadas em horizontes diagnósticos, em especial o B. Assim, um horizonte B latossólico ou incipiente define um Latossolo ou Cambissolo, respectivamente, e o horizonte A chernozêmico define um Chernossolo. Em geral, assume-se que o solo se desenvolve de cima para baixo, i.e., o horizonte A forma-se antes do B, pois o intemperismo da rocha ou sedimento ocorre predominantemente na interface com a atmosfera.



Figura 1. Este solo apresenta uma sequência O - A - E - B - C, grande acidez e é comum sob vegetação florestal de clima temperado úmido. Próximo a Bayreuth, Alemanha.

FOTO: Y. L. Zinn



CAPÍTULO 4

Composição e Classificação dos Solos

Hélio do Prado

O solo é parte do ambiente físico natural onde as plantas se desenvolvem, é constituído de uma fase sólida representada pelos materiais minerais e orgânicos, com ar e a água preenchendo seu espaço poroso (Figura 1).

O solo mineral é constituído predominantemente por materiais inorgânicos em relação aos orgânicos, o solo orgânico é constituído dominantemente de materiais orgânicos em comparação com os materiais minerais.

Os constituintes dos solos são classificados em relação aos minerais primários (remanescentes da rocha de origem, como quartzo, feldspato, hordblenda, mica, zircão, turmalina, magnetita, ilmenita, etc.) e em relação aos minerais secundários em grande parte alterados para a fração argila.

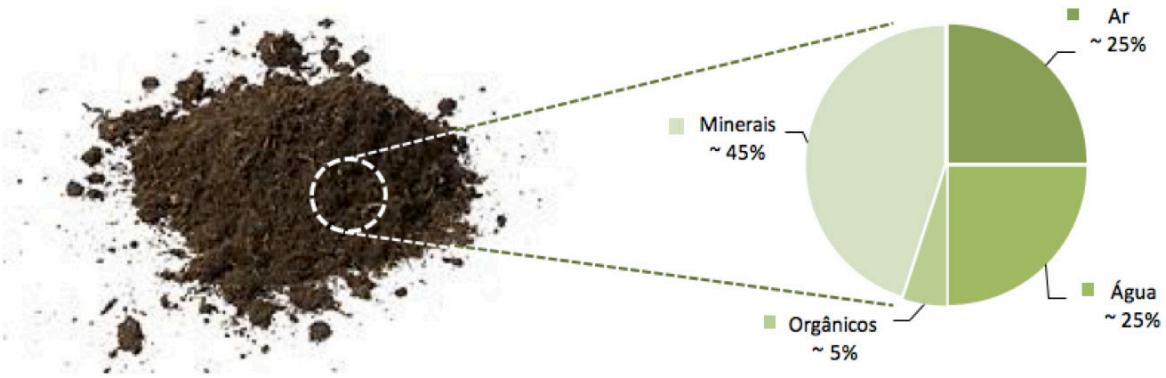
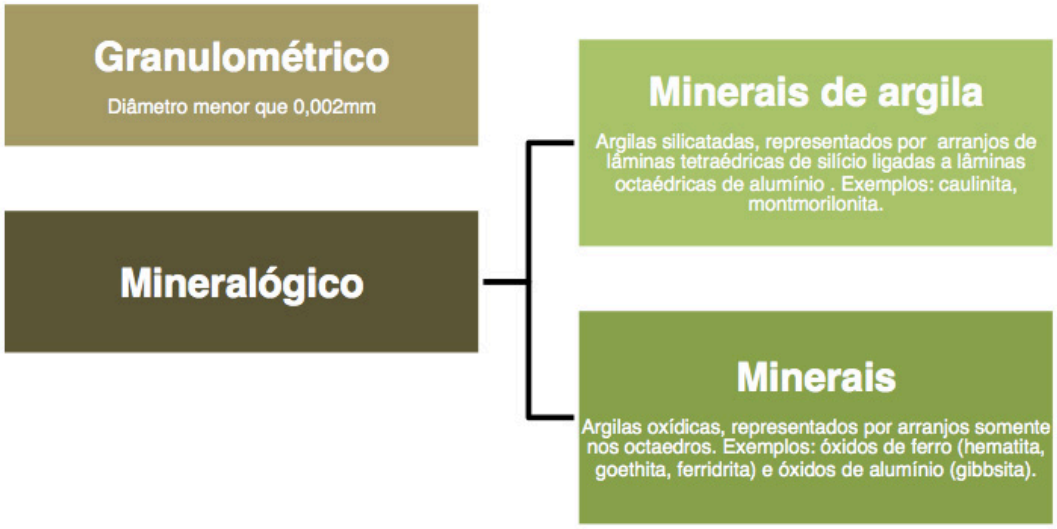


Figura 1. Proporções aproximadas da fase sólida e do espaço poroso no horizonte A de um solo não compactado.

A fração argila tem duplo sentido:



A argila, ao contrário da areia, possui alta reatividade química devido ao seu reduzido tamanho, como consequências apresenta elevada superfície específica.

Estruturalmente a fração argila é composta de uma lâmina de tetraedro de silício e de uma lâmina de octaedro de alumínio. A caulinita é mineral de argila do tipo 1:1 porque uma lâmina de tetraedro de silício compartilha-se com uma lâmina de octaedro de alumínio, em contraste, a montmorilonita é mineral do tipo 2:1 porque duas lâminas de tetraedro de silício compartilham-se com uma lâmina de octaedro de alumínio.

Essas diferenças estruturais da argila são responsáveis pela menor superfície específica da caulinita porque nela só existem superfícies externas, a montmorilonita, ao contrário, possui adicionalmente superfícies internas. Consequentemente, somente a montmorilonita é expansiva devido a maior atividade química desses coloides.

Essa reatividade coloidal, também conhecida como capacidade de troca de cátions (CTC), é tão especial na Natureza que destaca-se no mesmo patamar de importância como a fotossíntese.

Nos minerais de argila do tipo 1:1 as cargas elétricas da CTC variam em função do pH, ao contrário dos minerais do tipo 2:1.

A CTC é a soma das cargas negativas dos coloides (argila e húmus) tendo direta relação com a adsorção de nutrientes para as plantas, pois nas superfícies da argila ficam adsorvidos e disponíveis as bases como cálcio, magnésio, potássio e sódio estimulando o seu crescimento radicular. Entretanto, as vezes juntamente com essas bases pode também ocorrer o cátion alumínio em grande proporção, prejudicando e limitando o crescimento radicular porque esse elemento bloqueia a divisão celular radicular.

Matematicamente:

Soma de bases (SB) = $Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$

CTC a pH 7 = SB + $Al^{3+} + H^{+}$

CTC efetiva ou a pH do solo = SB + Al^{3+}.

Enquanto que a saturação por bases (V) mede a porcentagem da soma de bases em relação a CTC a pH 7, a saturação por alumínio (m) mede a porcentagem do alumínio em relação a CTC efetiva. A retenção de cátions (RC) relaciona a CTC efetiva com a fração argila.

Na fração argila também existem cargas elétricas positivas, em geral predominam as negativas em relação as positivas.

A matéria orgânica e os minerais de argila são os principais responsáveis pelas cargas negativas, em condições especiais de pH elevado podem predominar cargas positivas devido a participação dos óxidos, de ferro (hematita) e de alumínio (gibbsita) nos Latossolos muito intemperizados.

Existe a possibilidade de igualdade no número de cargas negativas e positivas, no ponto de carga zero (PCZ). Nessas condições, a floculação da fração argila é máxima, consequentemente a dispersão é quase nula favorecendo a formação de micro agregados.

De acordo com JENNY (1941), o material de origem do solo pode ser a rocha (basalto, arenito, granito, etc.) ou até sedimentos inconsolidados recentes, tais como os depósitos eólicos ou fluviais orgânico-minerais. A flora (cerrado, cerradão, campo cerrado, floresta), a fauna (cupins, formigas, tatus) e o Homem (índios) são agentes formadores do solo por adicionar materiais orgânicos, e minerais. A matéria orgânica refere-se aos restos orgânicos (folhas, raízes, caules, frutos) em vários estágios de decomposição iniciando nos tecidos vivos, atingindo o estágio final de cor escura estável, chamado húmus.

A Figura 2 mostra a sequência de intemperismo do solo muito jovem (Neossolo Litólico) para o muito antigo (Latossolo). Nessa sequência, a medida que o intemperismo aumenta significativamente ao longo do tempo, o mineral representado pela mica transforma-se na caulinita, que depois transforma-se na no final do intemperismo drástico.

Nessas condições, o solo passa de mais raso para mais profundo, de menos lixiviado para mais lixiviado, de maior CTC para menor CTC, de mais siltoso para menos siltoso e de maior quantidade de minerais de fácil intemperização na fração areia para menor quantidade.

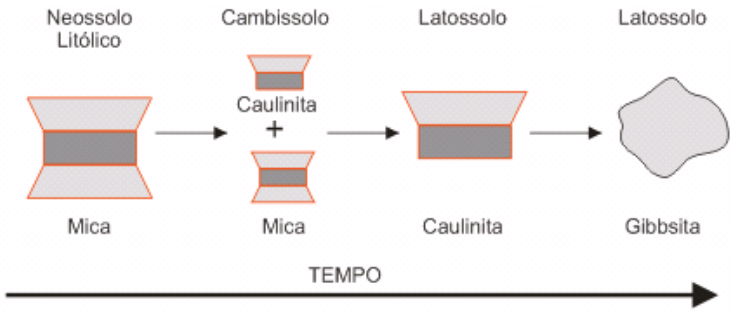


Figura 2. Sequência de intemperismo do solo e de seus minerais.

Em geral, nos locais com pequena declividade onde são encontradas as superfícies geomorfológicas mais estáveis e antigas da paisagem onde ocorrem os solos mais profundos (Latossolos, Neossolos Quartzarênicos e Espodossolos) , mas a medida que aumenta a declividade, as superfícies geomorfológicas são menos estáveis e mais jovens, onde são encontrados os solos menos profundos (Nitossolos, Argissolos, Luvissolos e Cambissolos) e rasos (Neossolos Litólicos e Regolíticos). No relevo plano de várzea são identificados os Gleissolos, parte dos Planossolos e os Organossolos.

Na paisagem, os Plintossolos ocorrem em diferentes padrões declividades, os Vertissolos ocorrem nos locais com pequena declividade, mas não são muito profundos como os Latossolos, Neossolos Quartzarênicos e Espodossolos.

A Figura 3 exemplifica tipos de solos nas diferentes posições do relevo.

O perfil de solo apresenta uma sucessão de horizontes e/ou camadas, simbolizados por letras, que se destacam pelas variações de cor, textura, estrutura e consistência; principalmente. Desde a parte inferior até a superfície a sequência teórica de horizontes e/ou camadas inclui a rocha consolidada, o saprolito, o horizonte C, os horizontes B, E, A e/ou O. O solum inclui os horizontes A e B. O horizonte mineral superficial A, às vezes pode até mesmo ser encontrado abaixo do horizonte O ou H, é predominantemente mineral, de cor mais escura. O horizonte B mineral é o de máxima expressão dos processos pedogenéticos, refletidos na textura, estrutura, consistência; e cerosidade, se existir. O horizonte C representa a rocha pouco alterada ou não consolidada ou não cimentada, ou seja, sem grande resistência quando escavados, o horizonte E resulta de perdas de argila e/ou de constituintes orgânicos, de cor clara e/ ou menor teor de argila do que o horizonte A, R refere-se a camada de rocha.

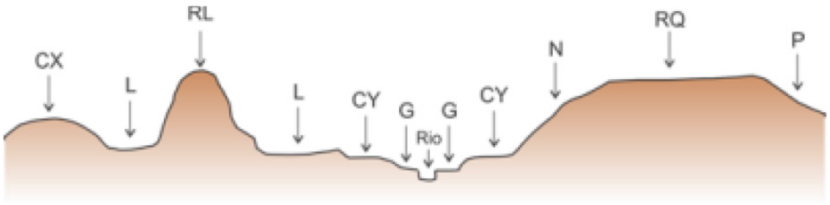


Figura 3. Tipos de solos em função do relevo (CX – Cambissolo Háplico, CY – Cambissolo Flúvico, G – Gleissolo, L – Latossolo, N – Nitossolo, P – Argissolo, RL – Neossolo Litólico, RQ – Neossolo, Quartzarênico).

A Figura 4 lustra um perfil de solo com seus possíveis horizontes e camadas.

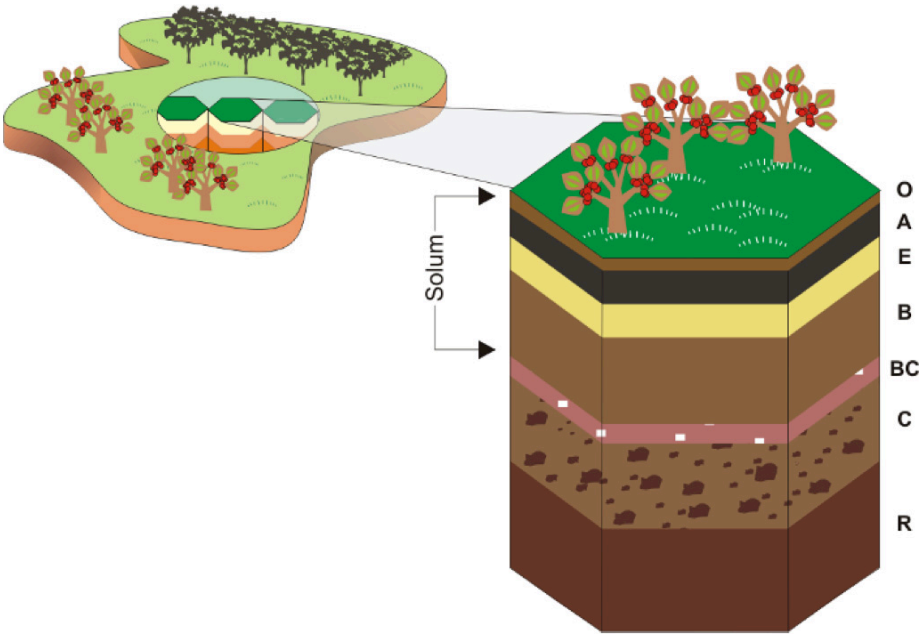


Figura 4. Perfil de solo.

Os tipos de horizontes minerais diagnósticos *superficiais* são: A chernozêmico: cor escura, relativamente espesso, carbono orgânico ≥ 0,6%, P_2O_5 solúvel em ácido cítrico < 250 mg kg^{-1}, V ≥ 65%. A estrutura não pode ser maciça e a consistência dura ou mais consistente (solo seco); A proeminente: idem A chernozêmico, mas deve

apresentar V < 65%; A húmico: cor escura, mais espesso do que o horizonte A chernozêmico, carbono elevado, V < 65%; A antrópico: idem A chernozêmico ou A húmico com presença de materiais de ação antrópica adicionados no perfil.

O horizonte A moderado possui cor clara, mas se a cor for escura, a espessura é menor do que a exigida para A chernozêmico, difere de A fraco pela cor menos clara e pelo maior teor de carbono, o A fraco apresenta cor muito clara, estrutura em grãos simples, ou se for maciça, com grau fraco; carbono orgânico < 0,6%. Se ainda nenhuma dessas exigências ocorre, a espessura é menor que 5 cm; hístico: carbono orgânico ≥ 8% e deve atender pelo menos uma das exigências: espessura > 20 cm, ou ≥ 10 cm se existe contato lítico, ou ≥ 40 cm quando 75% ou mais (% volume) do horizonte é tecido vegetal.

Os tipos de horizontes minerais diagnósticos *sub superficiais* são: B latossólico, B nítico; B incipiente, B espódico, B textural e B plânico.

1. CARACTERÍSTICAS MORFOLÓGICAS

A cor do solo resulta das proporções de vermelho e do amarelo, como matiz; e das proporções das cores preta e branca; como tonalidade. A intensidade da cor combina ao mesmo tempo vermelho, amarelo, preto e branco; a textura refere-se a fração mineral do solo incluindo o matacão (diâmetro maior que 200 mm), calhau (diâmetro de 20-200 mm), cascalho (diâmetro de 2,0-20 mm), areia grossa (diâmetro entre 2,0- 0,20 mm), areia fina (diâmetro entre 0,20-0,05 mm); silte (diâmetro de 0,05-0,002 mm) e argila (diâmetro menor que 0,002 mm).

2. ESTRUTURA

O arranjamento das partículas define a estrutura, diferenciadas conforme a Figura 5.

A consistência do solo úmido pode ser muito friável quando o torrão se desfaz sob muito fraca pressão, friável quando o torrão se desfaz com fraca pressão, firme quando se desfaz sob pressão moderada, muito firme quando se desfaz sob pressão forte e extremamente firme quando não se desfaz.

A cerosidade é uma feição pedológica que reveste os agregados estruturais como resultado da migração de argila do horizonte A para o horizonte B.

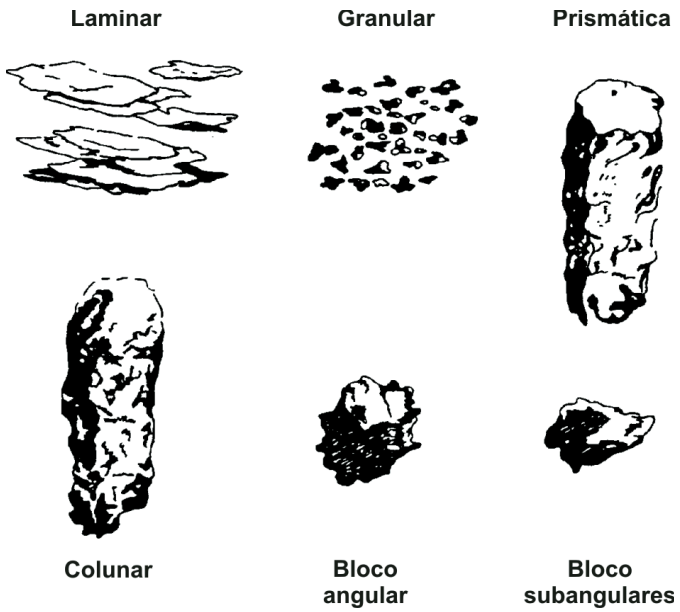


Figura 5. Tipos de estrutura.

3. CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS

Em 1999, a EMPRAPA publicou o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, revisado nas edições de 2006 e 2013. A hierarquia da classificação prevê os níveis de ordem, subordem, grande grupo, subgrupo, família e série, sendo os mais generalizados a partir da ordem. Atualmente contemplam-se os níveis de ordem, subordem, grande grupo e subgrupo (figura 6). De acordo com MENDONÇA & SANTOS (2011), os solos predominantes no Brasil são os Latossolos e os Argissolos, respectivamente em 40 e 20% da área total.

No nível de ordem: (L) Latossolo, (P) Argissolo, (N) Nitossolo, (C) Cambissolo, (M) Chernossolo, (T) Luvissolo, (R)Neossolo, (V) Vertissolo, (E) Espodossolo, (F) Plintossolo, (S) Planossolo, (G) Gleissolo e (O) Organossolo e no grande grupo são consideradas as condições químicas pedológicas (eutrófico, distrófico, ácrico, álico, alítico e alumínico).

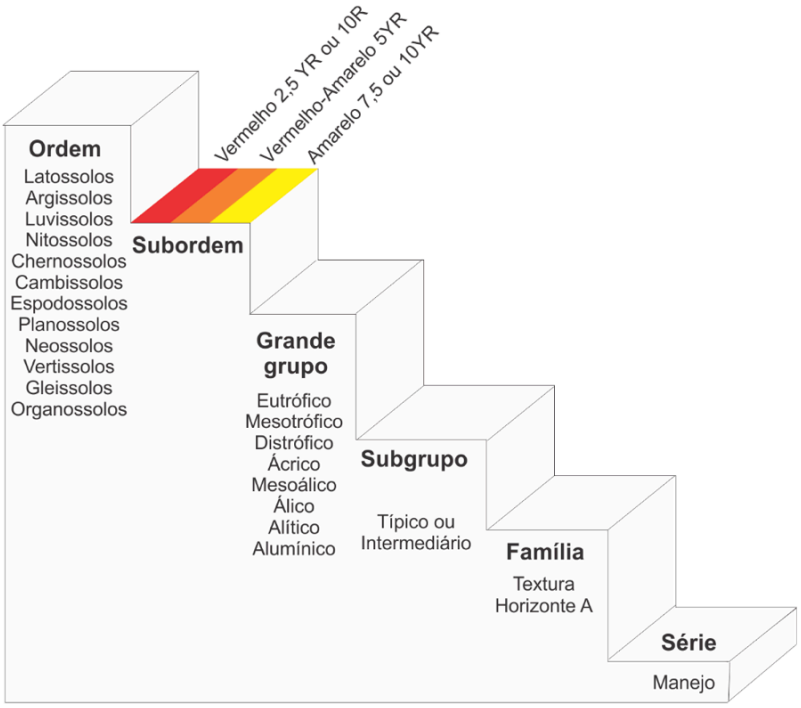


Figura 6. Hierarquia da classificação de solos proposta pela EMBRAPA.

FONTE: EMBRAPA (2013)

Essas condições químicas dependem da soma de bases (SB) em relação a capacidade de troca de cátions (CTC), do alumínio em relação a capacidade de troca de cátions efetiva (CTC ef), e da CTC efetiva em relação a fração argila (T).

Soma de bases (SB) = $Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+} + Na^{+}$

CTC efetiva = $SB + Al^{3+}$

CTC pH_{7} = $SB + Al^{3+} + H^{+}$

T = CTC x % de argila / 100

Matematicamente esses valores são assim expressos:

V = (SB x 100) ÷ CTC

$m = (Al^{3+} \times 100) \div (SB + Al^{3+})$

$RC = [(SB \times Al^{3+}) \div Argila\%] \times 100$

A Tabela 1 apresenta a interpretação dos critérios químicos pedológicos no nível de grande grupo.

Tabela 1.
Critérios químicos de sub superfície dos solos

	V(1)	m(2)	Al^{3+}	RC(3)	T(3)
Eutrófico	≥ 50	-	-	-	-
Distrófico	<50	< 50	-	> 1,5	-
Ácrico	-	-	-	≤ 1,5*	-
Álico	<50	> 50	0,5-4,0	-	-
Alítico	<50	≥ 50	> 4,0	-	≥ 20
Alumínico	<50	≥ 50	> 4,0	-	< 20

(1) porcentagem; (2) $cmol_c\ kg^{-1}$ de solo; (3) $cmol_c\ kg^{-1}$ de argila

FONTE: EMBRAPA (2013)

Por definição, Latossolos e Nitossolos apresentam argila de atividade baixa (“Tb”, ou seja, possuem no horizonte B valor T < 27 $cmol_c\ kg^{-1}$ de argila, sem o desconto da contribuição da matéria orgânica) e ao mesmo tempo diferentes graus de saturação por bases; os Chernossolos, Luvissolos e Vertissolos são de argila de atividade alta (“Ta”, ou seja valor T ≥ 27 $cmol_c\ kg^{-1}$ de argila sem o desconto da contribuição da matéria orgânica) e ao mesmo tempo com alta saturação por bases (V maior ou igual a 50%), os Argissolos apresentam argila de atividade baixa (“Tb”, ou “Ta”) com diferentes graus saturação por bases.

Os solos a seguir foram reunidos em cinco grupos considerando a sequência de horizontes do perfil com homogeneidade no aumento de argila em profundidade, ou seja, no gradiente textural B/A (grupo I) e sem essa homogeneidade (grupo II). Os grupos III, IV e V não apresentam horizonte B diagnóstico abaixo do horizonte A.

4. I - SOLOS MINERAIS COM PRESENÇA DO HORIZONTE B, SEQUÊNCIA DE HORIZONTES A-B COM PEQUENO ACRÉSCIMO DE ARGILA NO HORIZONTE B EM RELAÇÃO AO HORIZONTE A.

4.1. CAMBISSOLOS (C) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: exceto hístico > 40 cm de espessura, textura média ou argilosa ou muito argilosa, estrutura granular ou bloco sub angular, média, fraca ou moderada, consistência úmida friável ou firme ou muito firme, transição abrupta ou clara ou gradual.

- Horizonte B: incipiente textura média ou argilosa ou muito argilosa, estrutura bloco ou prismática ou maciça ou sub angular, média, fraca ou moderada ou forte, consistência úmida friável ou firme ou muito firme, cerosidade ausente, transição dos sub-horizontes clara ou gradual.

- Fragmento de rocha original > 5%, silte/argila ≥ 0,7 (textura média) ou ≥ 0,6 (textura argilosa ou muito argilosa), espessura mínima 10 cm, profundidade dos horizontes A+B normalmente de 50-100 cm, raramente 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (L) Hísticos ou (H) Húmicos ou (Y) Flúvicos, ou (X) Háplicos quando não são Hísticos ou Húmicos nem Flúvicos.

4.2. CHERNOSSOLOS (M) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: chernozêmico textura argilosa ou muito argilosa, estrutura granular ou sub angular, média, moderada; consistência úmida firme ou muito firme; transição clara e plana.

- Horizonte B: incipiente textura argilosa ou muito argilosa; estrutura prismática ou bloco, média, moderada ou forte; consistência úmida firme ou muito firme; cerosidade ausente; transição dos sub-horizontes clara e plana; profundidade dos horizontes A+B de 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (D)Rêndzicos ou (E) Ebânicos, ou(X) Háplicos quando não são Rêndzicos nem Ebânicos.

4.3. ESPODOSSOLOS (E) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: qualquer tipo de horizonte A ou horizonte hístico com espessura insuficiente para os Organossolos, textura arenosa, raramente média; estrutura grãos simples, pequena, fraca; consistência úmida solta ou muito friável; transição clara ou abrupta.

- Horizonte B: espódico abaixo do horizonte A ou E ou Eg; textura arenosa, raramente média; estrutura maciça ou bloco, média, fraca; consistência úmida firme ou muito firme ou extremamente firme; cerosidade ausente; transição dos sub-horizontes clara ou abrupta; espessura mínima 2,5 cm de profundidade dentro de 200 cm a partir da superfície, ou dentro de 400 cm se a espessura dos horizontes A +E for maior que 200 cm profundidade dos horizontes A+B > 200 cm.

- No segundo nível (subordem): (K) Humilúvicos ou (S) Ferrilúvicos ou (SK) Ferri-Humilúvicos.

4.4. GLEISSOLOS (G) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: chernozêmico ou proeminente ou horizonte hístico com espessura insuficiente para os Organossolos; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular ou bloco, pequena ou média, fraca ou moderada ou forte; consistência úmida solta ou friável ou muito friável; transição abrupta ou clara.

- Horizonte B: horizonte glei nos 50 cm iniciais coincidentes com o horizonte B incipiente; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura maciça ou bloco subangular, média, moderada; consistência úmida friável ou firme ou muito firme; transição dos sub-horizontes clara ou abrupta; profundidade dos horizontes A+B > 200 cm.

- No segundo nível (subordem): (M) Melânicos, ou (X) Háplicos quando não são Melânicos.

4.5. LATOSSOLOS (L) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: exceto horizonte hístico, textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular ou sub angular, pequena ou média, fraca; consistência úmida, friável ou muito friável; transição abrupta ou clara ou gradual.

- Horizonte B: latossólico textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular pequena forte; ou sub angular média fraca; consistência úmida friável ou muito friável; cerosidade ausente, ou pouca e fraca; transição gradual ou difusa; fragmento de rocha original < 5% do volume; silte/argila < 0,7 (textura média) ou < 0,6 (textura argilosa ou muito argilosa); espessura mínima 50 cm; profundidade do horizonte B dentro de 200 cm a partir da superfície, ou dentro de 300 cm se a espessura do horizonte A for maior que 150 cm profundidade dos horizontes A+B > 200 cm.

- No segundo nível (subordem): (V) Vermelhos ou (A) Amarelos ou (VA) Vermelho-Amarelos

4.6. NITOSSOLOS (N) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: qualquer tipo de horizonte A; textura argilosa ou muito argilosa; estrutura granular, média, moderada ou forte; consistência úmida firme; transição clara e plana.

- Horizonte B: nítico textura argilosa ou muito argilosa; estrutura prismática ou bloco sub angular, média, moderada ou forte; consistência úmida firme ou muito firme; cerosidade modera ou forte, comum ou abundante; transição gradual sem policromia, ou seja, sem muita variação de cor; espessura mínima 30 cm sem contato lítico, 15 cm com contato lítico; profundidade dos horizontes A+B 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (V) Vemelhos, ou (X) Háplicos quando não são vermelhos.

4.7. PLINTOSSOLOS (F) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: moderado ou proeminente ou chernozêmico; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular ou bloco sub angular, pequena, fraca; consistência úmida friável ou muito friável; transição clara ou abrupta.

- Horizonte B: horizontes plíntico ou concrecionário coincidente com o B latossólico ou B incipiente textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura bloco sub angular, média, fraca ou moderada ou forte; consistência úmida friável ou firme; transição dos sub-horizontes clara ou abrupta; profundidade dos horizontes A+B: 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (F) Pétricos, ou (X) Háplicos quando não são Pétricos.

5. II - SOLOS MINERAIS COM PRESENÇA DO HORIZONTE B, SEQUÊNCIA DE HORIZONTES A-B COM GRANDE ACRÉSCIMO DE ARGILA NO HORIZONTE B EM RELAÇÃO AO HORIZONTE A.

5.1. ARGISSOLOS (P) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: Qualquer tipo de horizonte superficial, exceto hístico; textura arenosa ou média; estrutura em grãos simples ou granular, pequena ou média, fraca; consistência úmida solta ou friável ou um muito friável; transição abrupta plana ou ondulada ou clara ou gradual e plana.

- Horizonte B: textural abaixo do horizonte A ou E; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura sub angular, média, fraca ou moderada; consistência úmida friável ou firme; cerosidade ausente ou presente; transição dos sub-horizontes clara e plana; espessura mínima 15 cm se A+ B ≥ 150 cm ou se for a textura for arenosa nos horizontes A e E; mínimo de 7,5 cm se A + B < 150 cm; profundidade dos horizontes A+B 100-200cm.

- No segundo nível (subordem): Vermelhos ou Amarelos ou Vermelho-Amarelos.

5.2. CHERNOSSOLOS (M) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: chernozêmico textura média; estrutura granular pequena moderada; consistência úmida friável; transição abrupta ou clara e plana.

- Horizonte B: textural textura argilosa ou muito argilosa; estrutura bloco ou prismática, média, moderada ou forte; consistência úmida firme ou muito firme; cerosidade comum ou abundante moderada ou forte; transição dos sub-horizontes clara e plana; espessura mínima 15 cm; profundidade dos horizontes A+B de 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (T) Argilúvicos.

5.3. GLEISSOLOS (G) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: chernozêmico ou proeminente ou horizonte hístico com espessura insuficiente para os Organossolos; textura arenosa ou média; estrutura granular ou bloco, pequena ou média, fraca ou moderada; consistência úmida solta ou friável ou muito friável; transição abrupta ou clara e plana.

- Horizonte B: horizonte glei nos 50 cm iniciais coincidindo com o horizonte B textural de textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura maciça ou bloco sub angular, média ou grande, fraca ou moderada; consistência úmida friável ou firme ou muito firme; transição dos sub-horizontes clara ou abrupta e plana; espessura mínima 15 cm; profundidade dos horizontes A+B > 200 cm.

- No segundo nível (subordem): (M) Melânicos, ou (X) Háplicos quando não são Melânicos.

5.4. LUVISSOLOS (L) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: exceto chernozêmico; textura arenosa ou média; estrutura em grãos simples ou granular, pequena ou média, fraca; consistência úmida solta ou friável; transição clara e plana. Horizonte B: textural de textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura em blocos sub angular ou angular ou prismática,

média, moderada ou forte; consistência úmida firme ou muito firme; cerosidade; transição dos sub-horizontes clara e plana; profundidade dos horizontes A+B 50-100 cm.

- No segundo nível (subordem): (T) Crômicos, ou (X) Háplicos quando não são Crômicos.

5.5. PLANOSSOLOS (S) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: qualquer tipo de horizonte A; textura arenosa ou média; estrutura em grãos simples ou granular, pequena, fraca; consistência úmida solta ou friável; transição abrupta. Horizonte B plânico gleizado ou não abaixo do horizonte A ou E; textura média ou argilosa ou muito argilosa; mudança textural abrupta, ou seja, o teor de argila no topo horizonte B, distante no máximo 7,5 cm em relação ao horizonte A (ou E se existir) é pelo menos duas vezes maior, quando o teor de argila nos horizontes A ou E é inferior a 20%, mas se ultrapassar esse limite, o topo do horizonte B deve ter no mínimo 20% a mais de argila; estrutura e bloco angular ou prismática ou colunar, média ou grande, moderada ou forte; consistência úmida muito firme ou extremamente firme; transição dos sub-horizontes clara e plana; profundidade dos horizontes A+B de 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (N) Nátricos, ou (X) Háplicos quando não são Nátricos.

5.6. PLINTOSSOLOS (F) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: moderado ou proeminente ou chernozêmico; textura arenosa ou média; estrutura em grãos simples ou granular, pequena, fraca ou moderada; consistência úmida solta ou friável; transição abrupta ou clara.

- Horizonte B: textural abaixo do horizonte A ou E, horizonte Btg iniciando dentro dos 200 cm iniciais desde a superfície. Horizonte Bt sobre ou coincidente com o horizonte plíntico ou concrecionário; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura em bloco sub angular, média, fraca ou moderada ou forte; consistência úmida friável ou firme ou muito firme; transição dos sub-horizontes clara ou abrupta; espessura mínima 15 cm; profundidade dos horizontes A+B de 100-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (T) Argilúvicos.

5.7. CHERNOSSOLOS (M) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: chernozêmico; textura média; estrutura granular, pequena, moderada; consistência úmida friável ou muito friável; transição abrupta ou clara e plana.

- Horizonte C: textura média ou argilosa; profundidade dos horizontes A+C de 50-100 cm.

- No segundo nível (subordem): (T) Argilúvicos

5.8. GLEISSOLOS (G) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: chernozêmico ou proeminente ou horizonte hístico com espessura insuficiente para os Organossolos; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular ou em blocos, pequena ou média, fraca ou moderada ou forte; consistência úmida solta ou friável ou muito friável; transição abrupta ou clara e plana.

- Horizonte C: horizonte glei nos 50 cm iniciais coincidentes com o horizonte C; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura maciça ou em blocos sub angular, média ou grande, fraca ou moderada; consistência úmida friável ou firme ou muito firme; transição dos sub-horizontes clara ou abrupta e plana; profundidade dos horizontes A+C > 200 cm.

- No segundo nível (sub ordem): (M) Melânicos, ou (X) Háplicos quando não são Melânicos.

6. III - SOLOS MINERAIS COM AUSÊNCIA DO HORIZONTE B, SEQUÊNCIA A-C.

6.1. NEOSSOLOS (R) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: moderado ou fraco, textura arenosa ou média ou argilosa ou muito argilosa com grande variação do teor de argila nas camadas subjacentes; estrutura granular ou sub angular, pequena ou média, fraca ou moderada; consistência úmida friável; transição abrupta ou clara Horizonte C: textura arenosa ou média ou argilosa ou muito argilosa com grande variação de argila nas camadas sobrejacentes; consistência úmida solta, ou friável; transição dos sub-horizontes abrupta ou clara e plana; profundidade dos horizontes A+C > 200 cm.

- Horizonte A: fraco ou moderado, raramente proeminente; textura arenosa; estrutura em grãos simples, pequena, fraca; consistência úmida solta; transição clara ou gradual ou difusa Horizonte C: textura Arenosa até a profundidade ≥ 150 cm, ou até o contato lítico a mais de 50 cm; estrutura em grãos simples, pequena, fraca; consistência úmida solta; transição dos sub-horizontes gradual ou difusa e plana; contato lítico ausente nos 50 cm iniciais; Minerais primários alteráveis 95% ou mais quartzo, calcedônia e opala; profundidade dos horizontes A+C > 200 cm.

- No segundo nível (subordem): (Q) Quartzarênicos.

6.2. NEOSSOLOS (R) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: moderado ou proeminente ou húmico; textura arenosa ou média ou argilosa; estrutura granular ou sub angular, pequena, fraca ou moderada; consistência úmida solta ou friável; transição abrupta ou clara.

- Horizonte C ou Cr: textura arenosa ou média ou argilosa Consistência úmida Solta ou friável ou muito friável; contato lítico após os 50 cm iniciais no horizonte C ou Cr, ou Bi < 10 cm em algum horizonte dentro dos 150 cm iniciais; minerais primários alteráveis ≥ 4% na areia total e/ou no cascalho/100g TFSA nos 150 cm iniciais; profundidade dos horizontes A+C de 50-100 cm.

- No segundo nível (subordem): (R) Regolíticos.

6.3. NEOSSOLOS (R) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: qualquer tipo de horizonte A, textura arenosa ou média ou argilosa; estrutura em grãos simples ou sub angular, pequena, fraca; consistência úmida solta; transição clara ou gradual ou difusa.

- Horizonte C ou Cr: textura arenosa ou média ou argilosa; consistência úmida solta ou friável ou muito friável; contato lítico dentro dos primeiros 50 cm de profundidade. O material é representado pela rocha pouco alterada ou rocha sã, excluem- se materiais como os dos horizontes petrocálcico, litoplíntico, duripã e fragipã.

- No segundo nível (subordem): (L) Litólicos

6.4. ORGANOSSOLOS (O) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: horizonte hístico > 60 cm de espessura se pelo menos 75% do material é tecido vegetal excluindo as partes vivas; diferentes espessuras quando o solo está saturado por água no máximo30 dias consecutivos/ano no período chuvoso: O ≥ 20 cm se existir contato lítico ou ≥ 40 cm quando ocorre horizonte A ou B ou C; ou ≥ 40 cm se existe H hístico; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular ou sub angular, pequena, fraca; consistência úmida friável ou muito friável; transição clara e plana.

- Horizonte C: gleizado; textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura em blocos ou maciça, média, fraca ou moderada; consistência úmida friável ou firme; espessura dos horizontes O (ou H) + C > 200 cm.

- No segundo nível (subordem): (J) Tiomórficos ou (O) Fólicos, ou (X) Háplicos quando não são Tiomórficos nem Fólicos.

6.5. VERTISSOLOS (V) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: moderado; textura média ou argilosa ou muito argilosa, mínimo 30% de argila; estrutura em blocos ou granular ou prismática, média ou grande, moderada ou forte; consistência úmida firme ou extremamente firme; transição clara e plana.

- Horizonte C: vértico, dentro dos 100 cm iniciais desde a superfície; textura média ou argilosa ou muito argilosa, mínimo 30% de argila; estrutura em blocos ou prismática ou cuneiforme ou paralelipédica, média, moderada ou forte; consistência úmida firme ou extremamente firme; contato lítico ausente; slickensides evidentes; fendas no período seco de no mínimo 50 cm de profundidade e 1 cm de largura; profundidade dos horizontes A+C de 50-200 cm.

- No segundo nível (subordem): (G) Hidromórficos, ou (E)Ebânicos, ou (X) Háplicos quando não são Hidromórficos, nem Ebânicos.

7. IV - SOLOS MINERAIS COM AUSÊNCIA DO HORIZONTE B, SEQUÊNCIA A-R.

7.1. NEOSSOLOS (R) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: qualquer tipo de horizonte superficial; textura arenosa ou média ou argilosa; estrutura granular ou bloco sub angular, pequena ou média, fraca ou moderada; consistência úmida friável; transição clara ou abrupta e plana; rocha de qualquer tipo de rocha, exceto calcário concomitantemente abaixo do horizonte A chernozêmico.

- No segundo nível (subordem): (L) Litólicos

8. V - SOLOS MINERAIS COM AUSÊNCIA DO HORIZONTE B, SEQUÊNCIA A-F.

8.1. PLINTOSSOLOS (F) Primeiro nível (ordem)

- Horizonte A: textura média ou argilosa ou muito argilosa; estrutura granular ou em blocos média, pequena ou média, fraca ou moderada; consistência úmida friável; transição abrupta ou clara e plana.

- Horizonte C: concrecionário ou litoplíntico nos 40 cm iniciais desde a superfície.

- No segundo nível (subordem): (F) Pétricos (F), ou (X) Háplicos quando não são Pétricos.

- Quarto nível (típico ou intermediário): típico quando no mesmo perfil todas as características morfológicas e/ou químicas e/ou mineralógicas pertencem ao conceito central de uma mesma classe de solo; intermediário quando no mesmo perfil ocorrem características de duas classes de solo.

LITERATURA RECOMENDADA

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3 ed. Rio de Janeiro. 2013. 353p

MENDONÇA, M.L & SANTOS, H.G. Os solos que cultivamos. São Paulo (SP). DBO Agrotecnologia. p 6-10. 2011.

PRADO, H. Atalho pedológico para classificar solos no campo. Piracicaba. 2014. 62p.

PRADO, H. Pedologia fácil. < www.pedologiafacil.com.br > Acesso em: 03 jul 2014.

Boxe Temático

Diversidade dos Solos no Brasil

Renata Colombo

No Brasil, em virtude da grande extensão territorial juntamente com as diferentes estruturas geológicas, climas e relevos é possível identificar diversos tipos de solos. No Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (organizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA), os solos do Brasil estão classificados em níveis categóricos, sendo 13 ordens (Latossolo, Neossolo, Cambissolo, Espodossolos, Argissolos, Planossolos, Luvissolos, Nitossolos, Plintossolos, Gleissolos, Organossolos, Vertissolos e Chernossolos) e 43 subordens, grandes grupos e subgrupos. Dentro desta classificação destacam-se os solos que são amplamente utilizados na agricultura do país.

1. LATOSSOLOS VERMELHOS E NITOSSOLOS VERMELHOS

Os latossolos e os nitossolos de cores vermelhas e vermelho-escuras (Figura 1) referem-se a solos minerais profundos, não-hidromórficos, bem acentuadamente drenados e de coloração vermelho à arroxeada, devido a presença de óxido de ferro (hematita). Uma característica peculiar desses solos e que apresentam materiais que são atraídos por imã e possuem teores de ferro (Fe_2O_3) elevados (superiores a 15%).

É resultante da decomposição de rochas de arenito-basáltico, originadas do derramamento vulcânico causado pela separação da Gondwana (América da Sul) e África, datada do período Mezozóico.

Historicamente esse solo teve muita importância no Brasil, durante o fim do século XIX e o início do século XX, pois nele foram desenvolvidas as lavouras de café, que contribuiram para o surgimento de ferrovias e o crescimento de cidades, como São Paulo.

Os latossolos vermelhos são popularmente conhecidos como “terra roxa” e os nitossolos de cores vermelhas e vermelho-escura eram classificados anteriormente como Terra Roxa Estruturada, termos estes obsoletos na ciência do solo brasileira. O nome terra roxa é dado a esse tipo de solo, devido aos imigrantes italianos que trabalhavam nas fazendas de café, referindo-se ao solo como Terra rossa (rosso em italiano significa vermelho). Os brasileiros aportuguesaram o termo italiano, então, para terra roxa.

No Brasil, esse tipo de solo ocorre em extensas áreas que se estendem desde o Rio Grande do Sul até São Paulo. Além destas ocorrências principais, pode ser encontrado também, com certa amplitude territorial, nos estados de Minas Gerais, Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato grosso do Sul e em pequenas áreas na cidade de Altamira, no Pará. O solo de terra roxa também existe na Argentina (Figura 2), onde é conhecida como tierra colorada (terra vermelha).

Quanto à fertilidade natural, têm sido constatados que sua grande maioria são muito férteis (eutróficos), com ocorrência menos freqüentes de distróficos e raramente álicos (pobres quimicamente). Em geral, os latossolos roxos tem apresentado maior fertilidade do que a dos demais Latossolos. Os nitossolos, ou Terras Roxas Estruturadas, são em geral eutróficos de elevado potencial produtivo, e os distróficos e álicos respondem bem à aplicação de fertilizantes e corretivos.

Em vista de suas características, esses solos têm boa aptidão para lavouras e demais usos agropastoris. Atualmente, além do café, são plantadas diversas culturas de destaque no Brasil como o algodão, cana-de-açúcar e a laranja.



Figura 1. Perfil representativo de Terra Roxa Estruturada.

FONTE: CNPTIA EMBRAPA



Figura 2. Terra vermelha na Província de Misiones, na Argentina.

FONTE: CNPTIA EMBRAPA

2. VERTISSOLOS

É originado a partir da decomposição de rochas gnaisses de coloração escura, calcários e filitos, o que confere a ele uma coloração de tonalidade avermelhada escura, tendendo ao marrom (Figura 3). Tem em sua composição uma grande quantidade de argila apresentando problemas físicos, tais como, dureza, pegajosidade excessiva, fendilhamento e problemas para a construção civil. Em regiões tropicais, que possuem estações seca e úmida, os vertissolos apresentam uma consistência pegajosa no período úmido e fica rígido no período de seca.

É um solo encontrado principalmente região litorânea do nordeste brasileiro, originário principalmente na Zona da Mata, Recôncavo Baiano e sul da Bahia. Na região do Recôncavo Baiano, o massapê é oriundo da decomposição de rochas sedimentares, como os folhelhos formados no período cretáceo. É encontrado também em outras regiões do Brasil como Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e São Paulo.

Devido o seu elevado teor húmico, apresenta extrema fertilidade química natural. No período colonial, foi bastante importante na agricultura da cana-de-açúcar. Atualmente continua sendo muito utilizado no cultivo da cana-de-açúcar (Figura 4), mas também é utilizado para as culturas de algodão arbóreo e herbáceo, caju, mandioca, milho, feijão, entre outras.

Os vertissolos são conhecidos pelo topônimo “massapê” ou também “massapé”, que em latim significa “Solo Argiloso”. Atualmente esta denominação “massapê” ou “massapé” é utilizada indiscriminadamente para solos siltosos-argilosos.



Figura 3. Característica visual do solo tipo massapê.

FONTE: Portal Sem Fronteiras



Figura 4. Produção da cana- de-açúcar em solo de massapê.

FONTE: Geo Conceição

3. ARGISSOLOS

Nesta classe estão incluídos os solos classificados anteriormente como Podzólicos. São solos não-hidromórficos que apresentam horizonte B de cor avermelhada até amarelada, e mais raramente, brunadas ou

acinzentadas. Os solos Podzólicos Vermelho-Escuro distinguem-se pela coloração avermelhada mais escura e teor de óidos de ferro mais elevado. Os solos Podzólico Vermelho-Amarelo (Figura 5) são derivados de rochas gnaisses claras e granitos (rochas porfiroidais). Ocorrem com maior frequencia nos estados do Ceará, Bahia, Rio Grande do Norte e Praíba, porém estão presentes em outras regiões do Brasil. Caracterizam-se pela presença de uma quantidade apreciável de pequenas pedrinhas (cascalho) espalhadas em todo o perfil, muitas das quais podem ser fragmentos de feldspatos mais resistentes à decomposição. Os solos Podzólicos com cascalho são popularmente conhecidos pelo termo “salmourão” e em condições naturais geralmente apresentam baixos teores de matéria orgânica e nitrogênio, porém são quimicamente ricos em nutrientes minerais sendo muito utilizados para os cultivos intensivos. Devido aos grandes diâmetros de seus grãos esse tipo de solo tem uma consistência mais solta e isso pode contribuir para que a água da chuva arraste nutrientes para as suas camadas inferiores limitando seu uso em algumas culturas. É um tipo de solo próprio para cultura de cereais, porém atualmente a fruticultura (Figura 6), a cultura de cana-de-açúcar, café, fumo, girassol, trigo (nas regiões temperadas) , alfafa, milho, mandioca tem se adaptado muito bem.



Figura 5. Perfil representativo de Podzólico Vermelho-Amarelo.

FONTE: Leonam - Inventário da Bacia do Rio itacaiúnas



Figura 6. Produção da uva em solo de salmourão.

FONTE: SLIDESHARE

4. NEOSSOLOS FLÚVICOS

Os solos Neossolos Flúvicos, anteriormente classificados como aluviais, são originários da sedimentação rochosa em áreas de vales ou várzeas. Esse tipo de solo se forma a partir da decomposição sucessiva de materiais transportados e depositados pelos cursos de água em locais de planície fluvial, como à margem de rios, lagos, lagoas e planícies costeiras.

Ocorrem em toda região das caatingas ao longo de cursos d`água, destacando-se as áreas ribeirinhas dos rios São Francisco, Jaguaribe, Gurguéia, Canindé, Piauí, Acaraú e Açu.

São pouco evoluídos, compostos de camadas de sedimentos aluviais recentes sem relações pedogenéticas entre os extratos. Em geral, as camadas apresentam espessura e granulometria bastante diversificadas, tanto no sentido vertical quanto horizontal dos perfis de solo, devido à heterogeneidade de deposição do material originário. Possuem cores também bastante diversificadas, com predomínio das cores variando de bruno-escuro a bruno-claro (Figuras 7 e 8).

São solos considerados de grande potencialidade agrícola, tendo em vista o considerável teor em matéria orgânica; a posição que ocupam na paisagem, ou seja, várzeas pouco ou não sujeitas à erosão, onde a mecanização agrícola pode ser praticada de maneira intensiva; a irrigação é facilmente realizada por gravidade, na maioria dos casos, além da disponibilidade de água e portanto a facilidade de irrigação em períodos secos definidos. Porém os solos Neossolos Flúvicos são muito heterogêneos quanto a textura e outras propriedades físicas e químicas, o que influência seu uso. Os que apresentam muito silte na composição textural requerem atenção especial quanto a problemas de compactação. Além disso apresentam, muitas vezes, umidade excessiva, necessitando de drenagem adequada e podem apresentar riscos de inundação temporária ou não (margens de córregos, rios, vales úmidos) por isso, devem ser usados com cuidado, para evitar perda da plantação caso o lençol freático aumente em tamanho.

Historicamente na zona úmida costeira estes solos são muito usados para o cultivo da cana-de-açúcar, fruteiras (Figura 9) e algumas culturas de ciclo curto. Atualmente algumas culturas de grãos como arroz e feijão irrigados também estão sendo implementadas neste tipo de solo. O conhecimento sobre a classificação destes solos e suas propriedades físicas e químicas é fundamental para que se imprima um manejo apropriado da fertilidade.



Figura 7. Perfil de Solo Aluvial (Neossolo Flúvico).

FONTE: CNPTIA EMBRAPA



Figura 8. Característica visual do solo Aluvial Neossolo Flúvico.

FONTE: CNPTIA EMBRAPA



Figura 9. Produção de bananas em solo aluvial.

FONTE: Geo Conceição



CAPÍTULO 5

Fase Sólida: Composição Mineral do Solo

Osni José Pejon
Valéria Guimarães Silvestre Rodrigues

1. INTRODUÇÃO

Os minerais constituem a parte fundamental da fase sólida dos solos e representam em torno de 50% do seu volume. Propriedades como resistência mecânica, deformabilidade, reatividade química, entre muitas outras, são diretamente influenciadas pelo conteúdo mineral do solo. A distribuição granulométrica das partículas define a textura dos solos, com diferentes proporções de areia, silte e argila e o seu arranjo e tipos de ligações definem a sua estrutura. A textura e a estrutura têm importante papel nos índices físicos dos solos, tais como sua porosidade, índice de vazios, densidade, entre outros, que condicionam o fluxo de ar e água, permitem a fixação de raízes e determinam diversos usos de engenharia, como suporte de fundações, instalação de equipamentos ou suporte para estradas. A composição

mineralógica dos grãos componentes dos solos vai conferir diferentes propriedades químicas, de vital importância para a vegetação e o manejo agrícola, além de ter implicações ambientais.

Os solos se originam a partir de modificações que ocorrem nas rochas como consequência dos processos da geodinâmica externa da Terra. Estes processos, conhecidos como intemperismo, atuam no sentido de promover a adaptação da mineralogia das rochas às condições superficiais da crosta terrestre (ver Capítulo 3). Portanto, a fase sólida que constituí os solos é formada, predominantemente, por minerais ou fragmentos de rocha que podem ser herdados das rochas originais (minerais primários) ou serem produtos de neoformação (minerais secundários). Entre os produtos minerais neoformados mais importantes estão os argilominerais, que são alumino-silicatos hidratados que fazem parte da maioria dos solos.

Neste processo de modificação das rochas nas condições superficiais se inter-relacionam o ciclo das rochas, o ciclo hidrológico e o ciclo biogeoquímico. Na formação dos solos, os minerais mais resistentes ao intemperismo tendem a persistir e a se incorporar aos solos, enquanto que aqueles mais instáveis se modificam ou se decompõem, liberando elementos químicos que são carregados pela água ou são incorporados a estrutura cristalina de outros minerais, como os argilominerais.

De toda maneira, ocorre uma redução gradual de massa das rochas originais, devido à perda de constituintes químicos, o que conduz quase sempre ao aumento da porosidade e a diminuição da densidade e da resistência da rocha. Consequentemente, a fase sólida nos solos tende a ocupar em torno de 50% do seu volume, sendo o restante representado, principalmente, por vazios entre os grãos minerais. Estes vazios podem estar preenchidos por ar ou água em diferentes proporções. Das relações entre o tamanho, composição e distribuição da fase sólida e os vazios decorrem diversas propriedades físicas e químicas dos solos, tais como: condutividade hidráulica, resistência mecânica, plasticidade, deformabilidade, disponibilidade de nutrientes para as plantas, retenção de contaminantes, entre outras.

Com a interação superficial é comum a incorporação de matéria orgânica, proveniente da decomposição de material biológico, seja vegetal ou animal, que pode vir a compor também o solo em diferentes proporções. Em ambientes tropicais a quantidade de matéria orgânica presente nos solos em geral é reduzida e concentrada no horizonte superficial (Horizonte A). Somente em condições mais particulares dá-se a formação de solos orgânicos com alta porcentagem de matéria orgânica. No entanto, neste capítulo iremos tratar somente da fase sólida composta por minerais.

2. MINERAIS MAIS COMUNS NOS SOLOS

Minerais nada mais são do que compostos ou elementos químicos que ocorrem de forma inorgânica e natural e tem estrutura interna ordenada (Dana & Hurlbut, 1983). Os minerais são os componentes formadores das rochas e, em decorrência disto, são os responsáveis pelo arcabouço sólido do Planeta Terra, denominado de Crosta. Não por acaso, a composição química dos minerais reflete a abundância geral de elementos químicos na crosta terrestre, com amplo predomínio de três elementos químicos, oxigênio, silício e alumínio (Tabela 1). Portanto, os minerais mais abundantes nas rochas e também nos solos pertencem ao grupo dos silicatos. Para que se possa melhor entender os minerais presentes nos solos é necessário conhecer um pouco mais sobre a sua formação e classificação.

Tabela 1.
Composição química média da crosta terrestre

Elementos químicos	% em peso	% em volume
O	46,6	91,77
Si	27,7	0,80
Al	8,1	0,76
Fe	5,0	0,68
Ca	3,6	1,48
Na	2,8	1,60
K	2,6	2,14
Mg	2,1	0,56
Total	**98,5**	**99,79**

FONTE: Leinz e Amaral (1978)

2.1. Origem e classificação dos minerais

Os minerais se originaram primordialmente do resfriamento e consolidação do magma, constituindo uma série de cristalização contínua e outra descontínua conhecida como série de Bowen (Ernst, 1971). Os minerais se formam como resposta às condições de pressão e temperatura e composição do magma. Qualquer modificação posterior, seja por processos metamórficos ou de intemperismo pode conduzir a transformações e a geração de novos minerais. Processos de precipitação e cristalização a baixa temperatura, a partir de soluções salinas aquosas, também

podem constituir importante fonte de minerais, principalmente na formação das rochas sedimentares. Precipitações a partir de soluções de vapor também podem ocorrer, mas são menos importantes em termos de formação de minerais.

Desta forma, os minerais predominantes nos solos serão aqueles que, herdados da rocha de origem (minerais primários), resistiram aos processos de intemperismo até aquele momento e os minerais secundários, que são aqueles modificados ou formados em decorrência da atuação dos processos intempéricos. A série de Goldich (Figura 1) mostra que os minerais que se cristalizam primeiro na série de Bowen, consequentemente são também os primeiros a se alterar no ambiente superficial, em função da grande diferença nas condições físico-químicas reinantes na superfície terrestre em relação ao seu ambiente de formação.

Portanto, os minerais que estarão presentes nos solos dependem da mineralogia da rocha original e dos fatores que controlam o intemperismo (ver cap. 3). Em ambientes tropicais, como o que predomina na maior parte do Brasil, há um intemperismo químico bastante intenso o que tende a produzir solos bastante evoluídos do ponto de vista mineralógico. Entende-se por solo evoluído aquele em que restam poucos minerais primários e predominam minerais secundários, bem adaptados as condições ambientais em que estão inseridos.

2.2. Classificação dos minerais

Diversos esquemas de classificação podem ser usados, no entanto há um consenso entre os mineralogistas que a composição química semelhante confere aos minerais propriedades semelhantes e, associada a estrutura cristalina, permite uma adequada classificação. Assim sendo, os minerais são divididos inicialmente em classes, de acordo com o grupo aniônico predominante e em seguida subdivididos de acordo com a estrutura cristalina e similaridades químicas (Figura 2).

2.3. Minerais no compartimento solo

Como não poderia deixar de ser, os minerais mais comuns, tanto nas rochas como nos solos, pertencem a classe dos silicatos, que são compostos por cadeias de tetraedro de Si, O e Al que se polimerizam para formar os diversos grupos (Tabela 2). Como referido anteriormente, também tendem a ser comuns nos solos os minerais mais estáveis nas condições superficiais, ou seja, pode-se dizer que a presença de minerais no solo ocorre segundo a Série

de Goldich (Figura 1). Além disso, a composição e estabilidade química dos minerais são também importantes para sua permanência nos solos. Desta forma o quartzo, que pertence ao grupo dos tectossilicatos, apresenta baixa reatividade e consequentemente é resistente ao intemperismo químico, sendo, portanto, muito comum nos solos em diferentes ambientes ou climas. Por outro lado, o grupo dos feldspatos plagioclásios, apesar de ser abundante nas rochas ígneas, se altera quimicamente com facilidade, dando origem aos argilominerais e por isso é mais rara a sua presença nos solos.

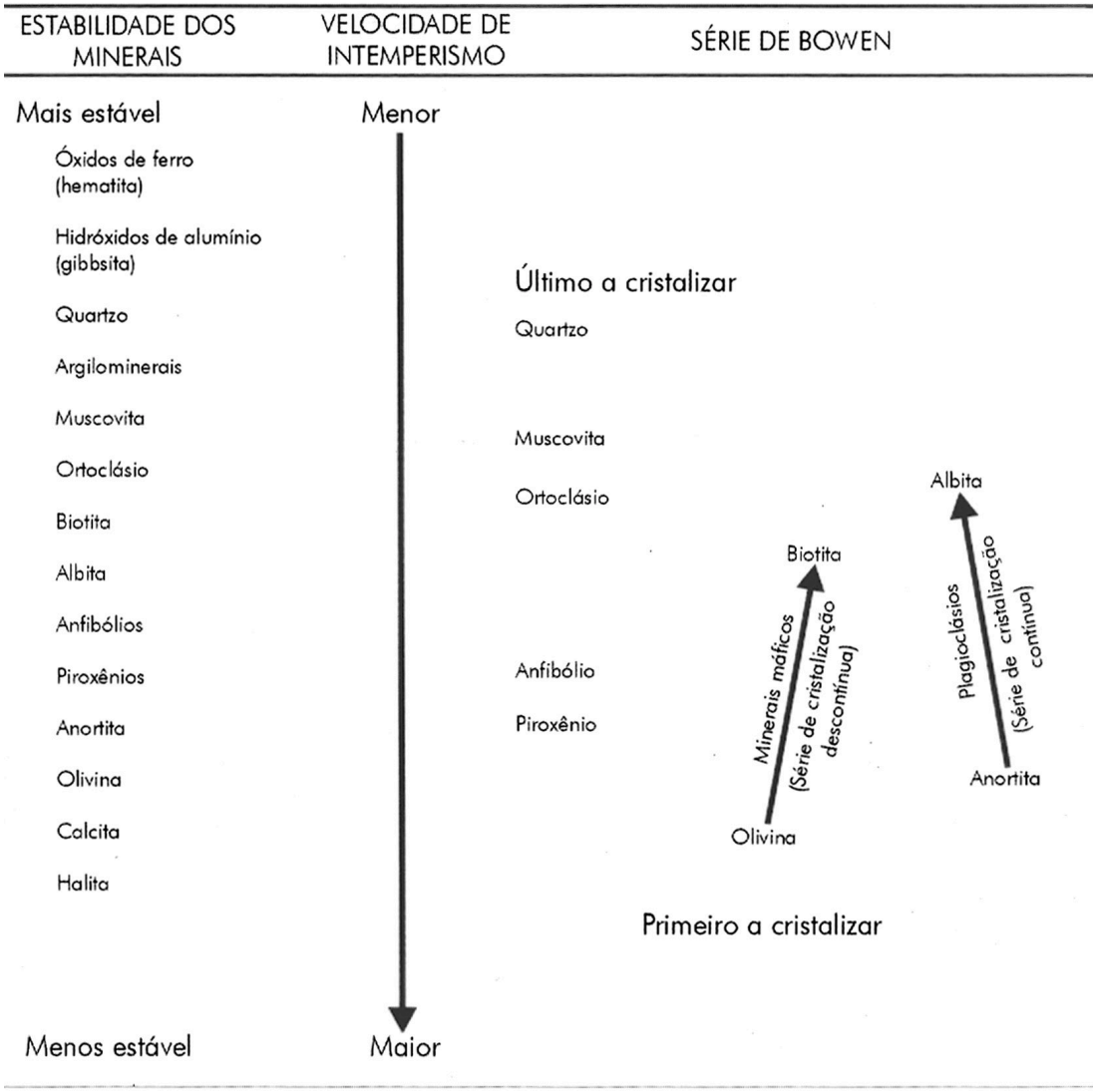


Figura 1. Ordem de estabilidade dos minerais frente aos processos intempéricos (Série de Goldich) e sua comparação com a série de cristalização de Bowen.

FONTE: Teixeira et. al (2008)

Tabela 2.
Classificação dos silicatos

Classe	Arranjo dos Tetraedros SiO_4	Relação Si:O	Exemplo do mineral
Nesossilicatos	Isolados	1:4	Olivina $(Mg,Fe)_2SiO_4$
Sorossilicatos	Duplo	2:7	Hemimorfita $Zn_4Si_2O_7(OH).H_2O$
Ciclossilicatos	Anéis	1:3	Berilo $Be_3Al_2(Si_6O_{18})$
Inossilicatos	Cadeias simples	1:3	Enstatita $Mg_2(Si_2O_6)$
	Cadeias duplas	4:11	Tremolita $Ca_2Mg_5(Si_8O_{22})(OH)_2$
Filossilicatos	Folhas	2:5	Talco $Mg_3(Si_4O_{10})(OH)_2$
Tectossilicatos	Estruturas Tridimensionais	1:2	Quartzo SiO_2
			Ortoclásio $KAlSi_3O_8$

FONTE: Dana-Hurlbut (1983)

De particular importância na composição dos solos é o grupos dos filossilicatos, ao qual pertence a maior parte dos argilominerais, que conferem aos solos importantes e distintas propriedades. Os argilominerais, devido ao seu tamanho, em geral muito pequeno, alta superfície específica e por apresentarem a importante propriedade de trocas iônicas, estão relacionados a diversas propriedades dos solos, que vão desde a disponibilidade de nutrientes e água para as plantas até implicações ambientais e na engenharia civil. Podem ocorrer ainda, como minerais secundários, silicatos não cristalinos, óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, além de carbonatos de cálcio e de magnésio.

Os demais componentes minerais dos solos, devido a maior estabilidade, comportam-se como partículas sólidas praticamente inertes, dentro de certos limites. Sua função e importância, nos solos, relacionam-se mais com o tamanho, forma e distribuição das partículas. Os argilominerais, dada a sua abundância e importância serão a seguir estudados com um pouco mais em detalhe.

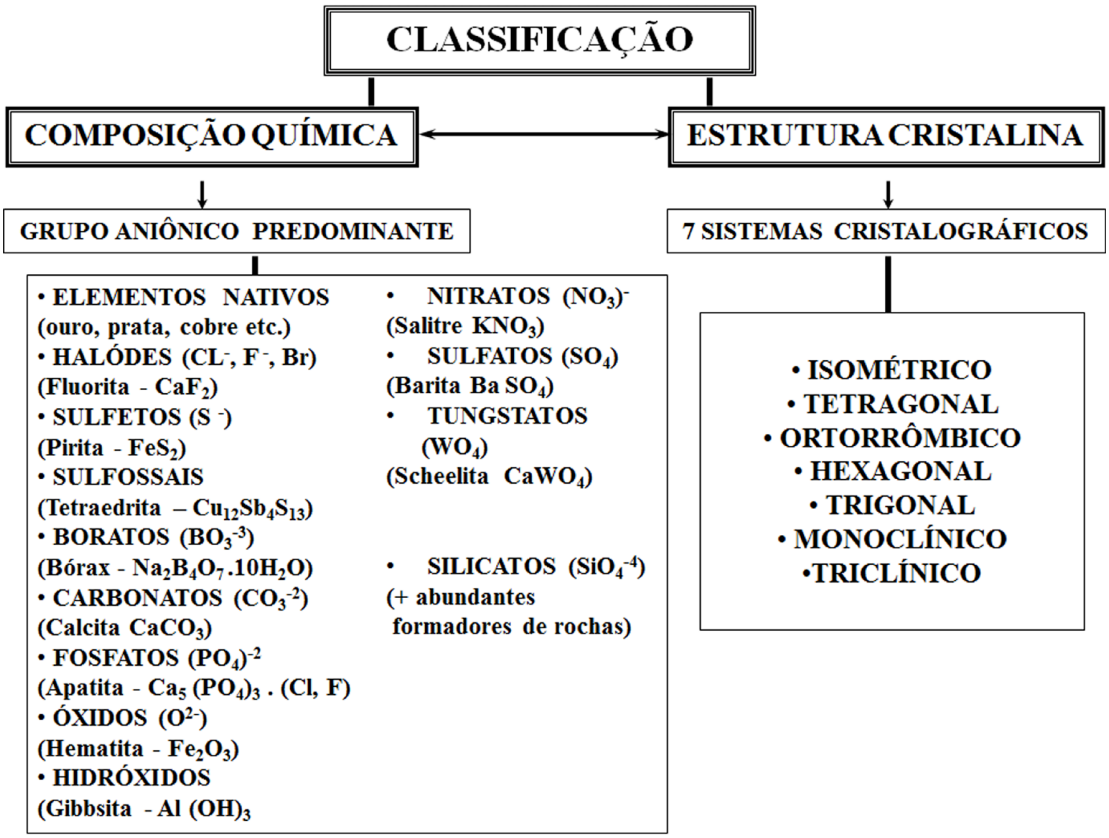


Figura 2. Classificação dos minerais quanto à composição química e estrutura cristalina.

FONTE: Dana–Hurlbut (1983)

2.4. Argilominerais

Segundo a Association Intenacionale pour l'Étude des Argiles (AIEPA) e a Clay Mineral Society (CMS), os argilominerais são compostos químicos de origem natural, pertencentes predominantemente ao grupo dos filossilicatos e que apresentam plasticidade quando umedecidos e que endurecem ao secar ou serem aquecidos (Guggenheim and Martin, 1995). Embora os argilominerais tenham, com frequência, tamanhos bastante reduzidos (< 0,002 mm), não há, em sua definição, uma limitação quanto ao tamanho.

É importante fazer a distinção entre o termo granulométrico argila, que se refere a partículas componentes do solo com diâmetros médios inferiores a 0,002 mm (escala ABNT - Ver boxe temático), em relação aos argilominerais. Embora na fração granulométrica argila predominem argilominerais, em princípio é possível que ocorram outros minerais. Do mesmo modo é comum ocorrerem partículas de argilominerais na fração silte, que é maior que a fração argila.

Os argilominerais constituem o mais importante grupo de minerais secundários que se formam no ambiente superficial e são um dos principais produtos do intemperismo químico dos silicatos, conjunto de minerais mais abundantes nas rochas. Desta forma, em praticamente todo tipo de solo será encontrado, em alguma proporção, argilominerais. No entanto, o tipo de argilomineral, bem como sua porcentagem e distribuição vai depender da rocha de origem, das características do ambiente de formação e dos fatores de intemperismo atuantes.

2.5. Tipos de argilominerais e classificação

Segundo a nomenclatura recomendada pela “Association Internationale pour l’Étude des Argiles” (Gomes, 1986; Jeremias, 1991), os argilominerais são constituídos pelo agrupamento de átomos na forma de folhas, que se combinam em camadas. O conjunto de camadas estruturais básicas e dos espaços inter-camadas que se repetem, são denominados de unidades estruturais (Figura 3). Desta forma, a estrutura dos argilominerais resulta da combinação do empilhamento das folhas de tetraedros de silício e de octaedros de alumínio ou magnésio.

Os silicatos em camadas podem ser agrupados em arranjos 1:1, 2:1, 2:1:1, referindo-se ao número de folhas de tetraedros e de octaedros, que formam a célula unitária do argilomineral (Gomes, 1986). A Tabela 3 apresenta um apanhado dos principais grupos de minerais da classe dos filossilicatos, a qual pertencem os principais argilominerais, além de algumas variedades com baixa cristalinidade frequentemente associadas a fração argila.

2.5.1. Grupo da Caulinita (1:1)

As camadas do tipo 1:1, que resultam da combinação de uma folha tetraédrica com uma folha octaédrica, são características do grupo da caulinita e do talco-pirofilita. Segundo Carvalho (1997), a fórmula química estrutural da caulinita pode ser representada por $(OH)_8\ Al_4Si_40_{16}$. As camadas estruturais ligam-se entre si, por ligações de hidrogênio entre átomos O_{2^-} e por grupos OH- de planos atômicos justapostos (Gomes, 1986).

Os minerais do grupo da caulinita são pouco expansivos, porque não ocorre hidratação das camadas estruturais, devido à distância reticular ser muito pequena e a adsorção superficial ser reduzida. A adsorção superficial é incipiente, pois a estrutura é quase eletricamente neutra, por não ocorrer ou ocorrer muito pouca substituição isomórfica. Podem existir pequenas substituições de Al por Fe e/ou Ti nas variedades relativamente menos cristalinas (Grim, 1953).

A haloisita contém água inter-camadas, possuindo um espaçamento basal de 1,0 nm, diferenciando-se da caulinita que é de 0,71 nm, apesar disto sua expansão também é limitada.

Os minerais do grupo da caulinita apresentam baixa capacidade de troca catiônica, da ordem de 1 a 10 $cmol^+/kg$ (Gillott, 1987). De acordo com Carvalho (1997), a caulinita é o argilomineral mais comum em solos residuais maduros, por ser estável, não caracteriza o solo como problemático, principalmente quanto a característica de plasticidade e expansão (solo medianamente plástico e com comportamento não expansivo).

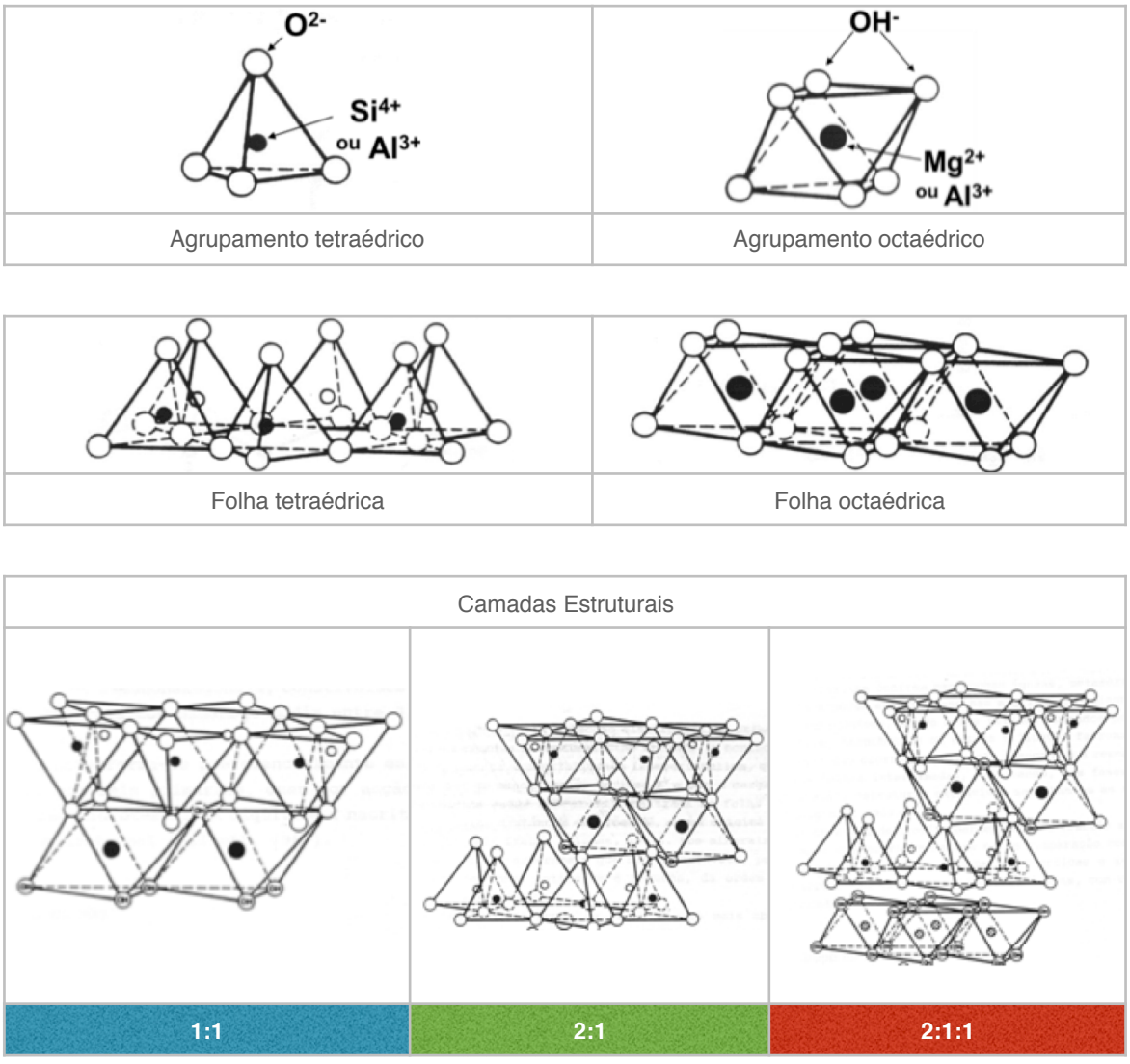


Figura 3. Estrutura dos argilominerais.

FONTE: Adaptado de Grim (1953) e Gomes (1986)

2.5.2. Grupo das Esmectitas (2:1)

No modelo estrutural de base de uma montmorilonita pode-se observar que o déficit de carga, gerado pela substituição isomórfica nas folhas, é equilibrado pelos cátions inter-camadas (Auñon, 1990). As esmectitas distinguem-se, pelo fato de apresentarem expansibilidade intracristalina, devido à água e líquidos orgânicos que penetrarem entre as camadas. Pode também haver contração acentuada, resultante da desidratação (Deer et al., 1966). A montmorilonita é a principal espécie das esmectitas, que são representadas ainda pelas saponitas, ricas em Mg, hectoritas, ricas em Li e Mn, nontronita, rica em Fe e beideleita, rica em Al.

As partículas de montmorilonita são muito pequenas e finas, tendo uma grande área específica (podendo atingir 800 m^2/g), conferindo-lhes alta plasticidade e um comportamento coloidal (Carvalho, 1997).

Tabela 3.
Sistemática de classificação dos argilominerais

I - MINERAIS CRISTALINOS			
(A) Estrutura em camadas			
Tipo de camada	Grupo (carga elétrica/ fórmula unitária)	Sub-grupo Tri = Trioctaédrico Di = Dioctaédrico	Espécies
2:1	Pirofilita - Talco (x ~ 0)	Tri	Talco $Mg_3Si_4O_{10}(OH)_2$
		Di	Pirofilita $Al_2Si_4O_{10}(OH)_2$
	Esmectitas (0.2 < x < 0.6)	Tri	Saponita $E^+_{0.33}Mg_3(Si_{3.67}Al_{0.33})O_{10}(OH)_2.nH_2O$
			Hectorita $E^+_{0.33}(Mg_{2.67}Li_{0.33})Si_4O_{10}(OH)_2.nH_2O$
			Stevensita $2E^+_{2x}Mg_{3-x}Si_4O_{10}(OH)_2$
		Di	Montmorilonita $E^+_{0.33}(Al_{1.67}Mg_{0.33})Si_4O_{10}(OH)_2.nH_2O$
			Beidelita $E^+_{0.33}Al_2(Si_{3.67}Al_{0.33})O_{10}(OH)_2.nH_2O$
			Nontronita $E^+_{0.33}Fe^{3+}_2\ (Si_{3.67}Al_{0.33})O_{10}(OH)_2.nH_2O$
	Vermiculitas (0.6 < x < 0.9)	Tri	Vermiculita $E^+_{0.86}(Mg,Fe^{2+}, Fe^{3+}, Al)_3\ (Si,Al)_4\ O_{10}\ (OH)_2.nH_2O$
		Di	Vermiculita $E^+_{0.86}Al_2(Si, Al)_4O_{10}(OH)_2.nH_2O$

2:1	Micas (x ~1)	Tri	Flogopita $KMg_3(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$ Biotita $K(Mg,Fe^{2+}, Fe^{3+}, Mn)_3 (Si,Al)O_{10} (OH)_2$ Lepidolita $K(Al,Li)_3(Si,Al)_4O_{10}(OH)_2$
		Di	Muscovita $KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$ Paragonita $NaAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$ Ilita $K_x(Al,Mg)_2(Si,Al)_4O_{10}(OH)_2.nH_2O$ $(x < 1)$
2:1:1	Cloritas (x variável)	Tri	Mg-Clorita (clinocloro) $(Mg_5Al)(Si_3Al)O_{10}(OH)_8$ Fe-Clorita(chamosita) $(Fe^{2+}{}_5Al)(Si_3Al)\ O_{10}(OH)_8$
		Di	Al-Clorita (sudoita) $(Mg_{3-x}Al_{2+x})(Si_{4-x}Al_x)O_{10}(OH)_8$ Al-Li-Clorita (coqueita) $(Al_4Li)(Si_3Al)O_{10}(OH)_8$
1 : 1	Caulinita - Serpentina (x ~ 0)	Tri	Mg-Serpentina (antigorita, crisotila) $Mg_3Si_2O_5(OH)_4$ Mg-Al serpentina (amesita) $(Mg_2Al)(SiAl)O_5(OH)_4$ Fe-serpentina (cronstedita) $(Fe^{2+}{}_2\ Fe^{3+})(SiFe^{3+})$ $(SiFe^{3+})O_5(OH)_4$
		Di	Caulinita, diquita, nacrita $Al_2Si_2O_5(OH)_4$ Haloisita (7Å) $Al_2Si_2O_5(OH)_4$ Haloisita (10Å) $Al_2Si_2O_5(OH)_4.2H_2O$
(B) Estrutura em pseudo-camadas (fitas)			
			Sepiolita $Mg_8Si_{12}O_{30}(OH)_4(OH_2)_4.8H_2O$ Paligorsquita $Mg_5Si_8O_{20}(OH)_2(OH_2)_4.4H_2O$
II - MINERAIS NÃO CRISTALINOS OU FRACAMENTE CRISTALINOS			
			Alofana 1~2 $SiO_2 .Al_2O_3.nH_2O$ Imogolita 1~1,5 $SiO_2.Al_2O_3 .2{\sim}3H_2O$

FONTE: Gomes (1986)

Nas montmorilonitas, quando o Ca e o Mg são os cátions trocáveis predominantes, a expansão é menor, pois esta aumenta com a diminuição da valência do cátion. Segundo Gomes (1986), a natureza dos cátions intercalares influencia na quantidade de água absorvida. O número de camadas de água dependerá da natureza do cátion, tendo geralmente a montmorilonita cálcica duas camadas por malha unitária, com espaçamento interestrato de

aproximadamente 1,55 nm e as sódicas uma (1,25 nm), duas (1,55 nm), três (1,9 nm) ou mais camadas por malha unitária (Deer et al., 1966). A capacidade de troca de cátions do grupo é da ordem de 80-150 $cmol^+/kg$ (Beaulieu, 1979).

2.5.3. Grupo das Micas (2:1)

Dentre os minerais do grupo das micas, a mais freqüentemente encontrada em solos e sedimentos é a ilita. As ilitas apresentam uma estrutura semelhante a das micas muscovitas, com um espaçamento basal de 1,0 nm (Grim, 1953). Estruturalmente é constituída por uma folha octaédrica intercalada a duas folhas tetraédricas, sendo as camadas estruturais ligadas por cátions monovalentes, normalmente K^+.

A principal diferença da ilita para a montmorilonita, é que a primeira não apresenta expansibilidade intracristalina, devido à forte atração eletrostática gerada pelos íons K^+ entre as camadas estruturais. Apesar disto, na montmorilonita K^+ ocorre expansibilidade intracristalina, pelo número menor de íons potássio e pela carga negativa estar localizada na folha octaédrica, e por isso, a maior distância dos íons K^+, originando forças eletrostáticas mais fracas (Olphen, 1963). A ilita somente manifesta sensibilidade à água em condições de extrema degradação, e isto ocorre devido a perda de íons K^+ das arestas expostas da partícula, tornando-a muito plástica.

Segundo Gomes (1986), a ilita possui maior carga elétrica negativa por unidade de superfície do que a montmorilonita, e a carga negativa da ilita está localizada na folha tetraédrica, ou seja, mais próxima dos cátions intercalares. Ao contrário, na montmorilonita a carga está mais concentrada na folha octaédrica. Assim, as forças estruturais inter-camadas na ilita são mais fortes, e a água e outros líquidos polares dificilmente podem penetrar entre aquelas camadas. A capacidade de troca de cátions do grupo é da ordem de 10 - 40 $cmol^+/kg$ (Beaulieu, 1979).

2.5.4. Grupo das Cloritas (2:1:1)

O grupo das cloritas apresenta camadas do tipo 2:1 regularmente intercaladas com uma folha octaédrica (folha inter-camada), onde o cátion coordenado pelas hidroxilas é normalmente o Mg^{2+}, podendo ser o Fe^{2+} ou o Al^{3+} e menos frequentemente o Li^+ (Gomes, 1986). Possui um espaçamento basal de 1,4 nm (Grim, 1953). Podem ser dioctaédricas, ditrioctaédricas e mais freqüentemente trioctaédricas. De acordo com Gillott (1987), a capacidade de troca de cátions das cloritas é pequena, na ordem de 10 a 40 $cmol^+/kg$.

2.5.5. Grupo das Vermiculitas (2:1)

As vermiculitas possuem, em geral, uma expansão mais limitada que a montmorilonita na presença de água e outras moléculas polares. Segundo Carcedo (1986), a vermiculita saturada com cátions bivalentes tem uma capacidade expansiva pouco menor que a da montmorilonita na presença de cátions bivalentes, sendo que para cátions monovalentes é variável, sendo semelhante no caso do Li, muito inferior para o Na e inexistente para o K.

A maior diferença entre a vermiculita e as esmectitas, é que as primeiras não expandem além de 1,5 nm (Loughnan, 1969 apud Jeremias, 1991). O espaçamento basal do grupo, varia entre 1,0 nm e 1,5 nm, dependendo do cátion de troca e diminui com a desidratação. Estes minerais argilosos apresentam uma alta capacidade de troca catiônica, que está num intervalo de 100 a 150 cmol+/kg.

2.5.6. Grupo dos interestratificados

Devido a semelhança entre as estruturas básicas, pode ocorrer a intercalação de mais de um tipo de argilomineral, podendo ser interestraticações regulares ou irregulares (Brindley & Brown, 1980). Segundo estes autores, ocorrem com freqüência os interestratificados: montmorilonita-clorita, montmorilonita-ilita, clorita-vermiculita, ilita-vermiculita-ilita e vermiculita-clorita. Os interestratificados com potencial expansivo maior são os de montmorilonita - vermiculita, sendo que o comportamento do mineral interestratificado é ditado pelo componente mais ativo.

2.6. Minerais fracamente cristalinos

Estes minerais apresentam muito pouca ou nenhuma cristalinidade e estrutura desordenada, onde predominam ligações Si-O-Al. Os principais exemplos são a alofana, que apresenta forma esférica irregular com dimensões entre 3,5 a 5 nm e a imogolita, em geral em forma de tubos muito finos com 2 a 3 nm de diâmetro e alguns micrômetros de comprimento. Estes materiais correspondem a fases instáveis que tendem a evoluir para fases cristalinas.

2.7. Óxidos e hidróxidos de Fe e de Al

Em ambientes tropicais, com solos altamente intemperizados, é comum a presença de grande quantidade de óxidos e hidróxidos de Fe e de Al. Estes materiais constituem o resultado final do processo de intemperismo, no qual boa parte dos íons foram lixiviados, restando minerais muito estáveis nas condições superficiais de alteração. A gibsita ($Al(OH)_3$), a Hematita (Fe_2O_3) e a Goetita (FeOOH), estão entre os minerais mais comuns presentes nos solos. Em regiões de solos derivados de rochas básicas, como o basalto ou diabásio, muito comuns na região sul do Brasil, é também frequente se encontrar a magnetita (Fe_3O_4), como um mineral herdado da rocha original.

2.7.1. Carbonatos

Os carbonatos são encontrados em solos derivados de rochas carbonáticas ou como precipitado químico atuando como cimento em alguns solos. Os minerais carbonáticos mais comuns nos solos são a calcita ($CaCO_3$) e a dolomita ($MgCa(CO_3)_2$). Ocorrem em geral na fração fina dos solos e são facilmente solubilizados, principalmente pela passagem de água acidificada.

3. FUNÇÃO DOS MINERAIS NO SOLO

Com já referido, os minerais compõem o esqueleto sólido dos solos e, consequentemente, o seu tamanho e distribuição influenciam sobremaneira nas propriedades exibidas por estes materiais. Aspectos como resistência, variações volumétricas, condutividade hidráulica, aeração, entre outras, são dependentes da textura e estrutura dos solos.

As propriedades químicas dependem em grande parte da reatividade da fase mineral e de suas propriedades, como já citado, a CTC e superfície específica são diretamente associados ao tipo de mineral presente.

3.1. Textura

A textura dos solos é definida em função da proporção relativa dos tamanhos de partículas componentes, que por sua vez é determinada com base no seu diâmetro efetivo e classificada em pedregulho, areia, silte e argila (ver boxe temático). Diferentes classificações texturais utilizam limites distintos para separar os diversos tamanhos de partículas, o que torna necessário que ao se classificar o solo quanto a textura se indique qual a classificação utilizada.

O predomínio de uma ou outra fração granulométrica pode controlar propriedades importantes dos solos. Predomínio das frações pedregulho e areia conferem ao solo uma drenagem rápida, aeração e porosidade elevada, mas pode levar a modificações volumétricas importantes em função do rearranjo das partículas. Por outro lado, solos com predomínio da fração argila podem ter propriedades bastante distintas, como por exemplo as variações de consistência e plasticidade com as mudanças de umidade. O tipo de argilomineral presente também pode alterar significativamente, mesmo para uma mesma porcentagem de argila, as propriedades do solo, tais como plasticidade, CTC e reatividade química. A Tabela 4 sumariza algumas propriedades importantes que se relacionam com as frações granulométricas.

Alguns minerais são mais comuns nas diferentes classes texturais, como mostrado na Figura 4. O quartzo é o mineral mais abundante na fração mais grosseira, associado a outros minerais primários resistentes ao intemperismo, enquanto que os minerais silicatados secundários, representados principalmente pelos argilominerais ocorrem predominantemente na fração argila. Minerais secundários, como óxidos e hidróxidos de Fe e Al ocorrem de maneira mais distribuída, com leve predomínio na fração silte e argila.

Tabela 4.
Propriedades físicas relacionadas as frações granulométricas do solo.

Propriedade	Pedregulho	Areia	Silte	Argila*
Mudança de volume (do seco para úmido)	nenhuma	nenhuma	leve	pequena a grande (depende do argilomineral)
Resistência a tração				
Quando úmido	baixa	baixa	intemediária	alta
Quando seco	baixa	menor que úmido	maior que úmido	muito alta
Compressibilidade				
Quando úmido	muito baixa	muito baixa	intemediária	muito alta
Quando seco	muito baixa	muito baixa	baixa	intermediária a baixa
Plasticidade				
Quando úmido	nenhuma	leve	intermediária	muito alta
Quando seco	nenhuma	nenhuma	nenhuma	nenhuma
Porosidade	muito alta	alta	alta	muito alta
Permeabilidade	muito alta	alta	intermediária	muito baixa
Tamanho vazios	grande	intermediário	capilar	subcapilar
Forma partículas	arredondadas	arredondadas a angular	angular	laminar
Retenção de água	muito baixa	baixa	alta	muito alta

* As propriedades podem variar significativamente em função do tipo de argilomineral presente. Por exemplo, argilominerais do grupo das esmectitas são muito mais plásticos e expansivos que os do grupo das caulinitas

FONTE: Modificado de Selby (1993)

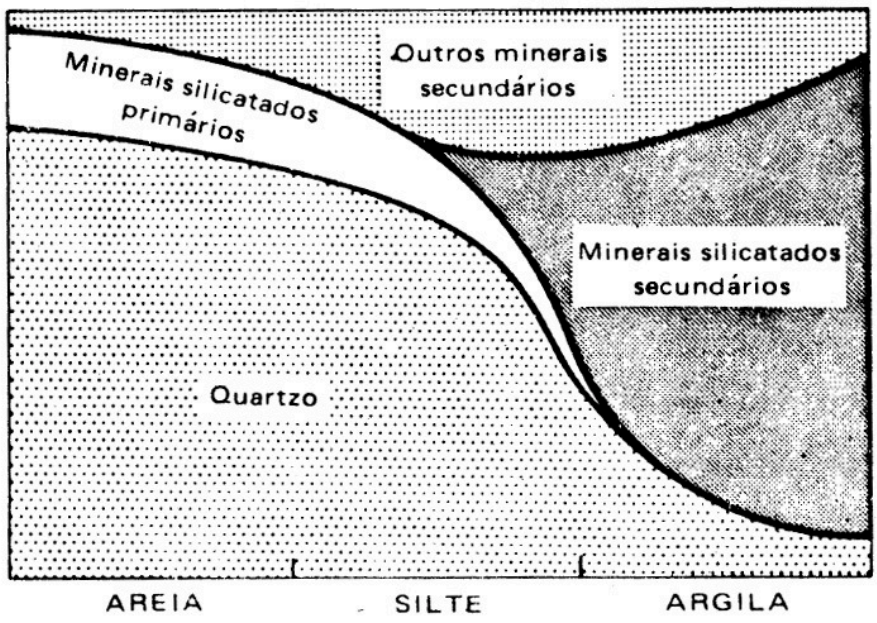


Figura 4. Composição mineralógica das frações granulométricas do solo.

FONTE: Brady (1989)

Desta forma, cada fração granulométrica apresenta características distintas que irão influenciar diretamente nas propriedades do solo, principalmente com relação à porosidade, área superficial, plasticidade e resistência. A seguir, são listadas as principais características das frações pedregulho, areia, silte e argila:

- Pedregulho: A fração pedregulho é caracterizada predominantemente por fragmentos de rocha. Quanto à mineralogia, esta é constituída por partículas de quartzo, feldspato e outros minerais.

- Areia: Esta fração pode ser subdividida em areia grossa, média e fina (em alguns sistemas de classificação, ela também aparece subdividida em “areia muito grossa” e “areia muito fina”). A areia dá a sensação de aspereza entre os dedos. As partículas que compõem esta fração são normalmente visíveis a olho nu, podendo ser arredondadas ou angulares. Os grãos de areia consistem geralmente de quartzo, podendo também ser formados por fragmentos de feldspato, micas e traços de minerais pesados (zircão, turmalina e horblenda). A fração areia apresenta alta unidade de massa e pequena área superficial. Outra característica importante é a baixa plasticidade. Esta propriedade depende do tipo de minerais presentes

no solo e da quantidade de água. De forma geral, a fração areia apresenta poros maiores que as frações silte e argila.

- Silte: A fração silte consiste em partículas de dimensões intermediárias entre areia e argila, sendo estas consideradas microscópicas. A porção mais grosseira da fração silte apresenta características similares a da fração areia, enquanto a porção mais fina exibe propriedades semelhantes a da fração argila. A fração silte se apresenta suave e sedosa ao toque, quando esfregada entre os dedos. Esta fração apresenta área superficial e plasticidade maiores que as encontradas na fração areia, estas duas propriedades variam conforme a quantidade de partículas finas presentes no solo. Na fração silte os poros entre as partículas são menores que na fração areia, podendo reter mais água. Algumas frações de silte podem apresentar baixa plasticidade, coesão e capacidade de adsorção, sendo essas resultantes da adesão de filmes de argila à superfície destas partículas.

- Argila: Na maioria das classificações (MIT, USDA, ISSS, ABNT/NBR 6502, entre outras) esta fração é composta por partículas com tamanho inferior a 0,002 mm (<2 μm), sendo considerada coloidal. Nesta fração, muitas vezes, também são encontrados óxidos (de ferro e alumínio) e carbonato de cálcio. Os poros entre as partículas de argila são pequenos e irregulares, ocasionando lento movimento de água e ar. A fração argila é altamente reativa e apresenta maior influência sobre o comportamento do solo, principalmente devido a sua elevada área superficial e atividade físico-química. Quando úmida, a argila é pegajosa e pode ser moldada com facilidade, devido a sua alta plasticidade. Esta fração apresenta grande capacidade de adsorção de água. Nos solos argilosos, as propriedades como contração/expansão, resistência, plasticidade, capacidade de retenção de água e adsorção de elementos químicos, são dependentes do tipo e quantidade de argila presente no solo.

Estas quatro frações são divididas em duas classes principais: a) Porção Grosseira do Solo (formada por pedregulhos e areia) e b) Porção Fina do Solo (formada por silte e argila). A determinação destas duas classes (grosseira e fina) pode ser realizada por ensaios de peneiramento e sedimentação (análise granulométrica conjunta). O Boxe Temático explica como são realizadas tais determinações.

Após a realização do ensaio de granulometria conjunta, as percentagens das frações pedregulho, areia, silte e argila presentes no solo são obtidas a partir da curva de distribuição granulométrica. Esta curva mostra a variação

do tamanho das partículas (a escala adotada está relacionada ao sistema de classificação que será empregado, no Brasil como já mencionado, é usado o da ABNT/NBR 6502/95) e a distribuição percentual destes tamanhos (Figura 5).

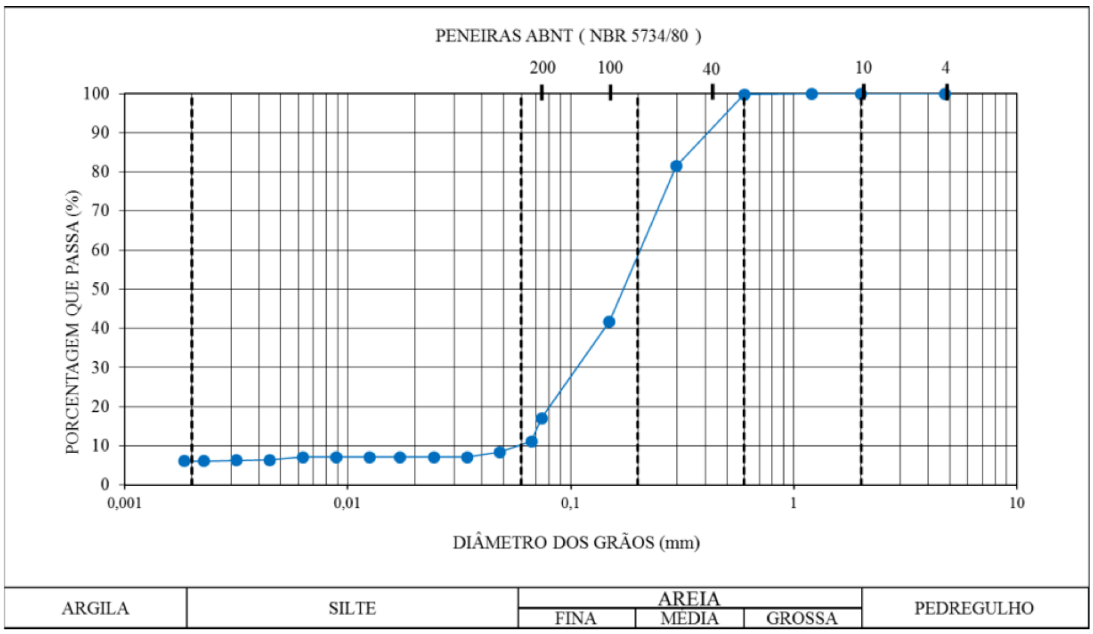


Figura 5. Curva de distribuição granulométrica.

A Figura 6 apresenta diferentes curvas de distribuição granulométrica, as quais indicam diferentes graduações do solo (Curva I – mal graduado; Curva II – bem graduado; Curva III – graduação regular).

Quando o solo é composto por partículas de um mesmo tamanho (exemplo: fração areia), o solo é classificado como “Mal Graduado” (Figura 6 – Classe I). Desta forma, a curva granulométrica do solo “Mal Graduado” será uniforme.

O solo classificado como “Bem Graduado” apresenta contínua distribuição das partículas em uma ampla faixa de tamanho (Figura 6 – Classe II), sendo composto por grãos finos e grossos. No caso do solo “Bem Graduado”, as partículas menores ocupam os vazios deixados pelos grãos maiores. Devido a esta ampla distribuição dos tamanhos da partícula, os solos classificados como “Bem Graduados” apresentam melhores condições de compactação e maior resistência.

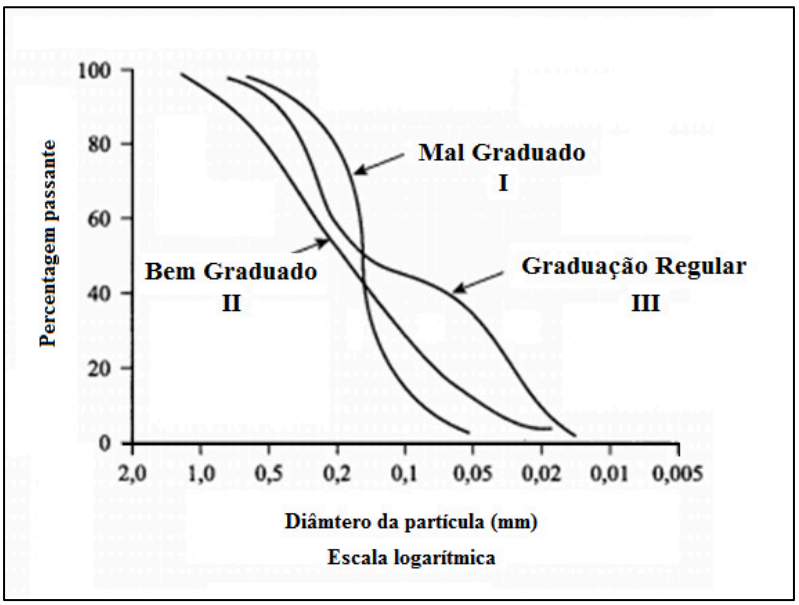


Figura 6. Curvas de distribuição granulométrica e graduação do solo.

FONTE: Modificado de Braja (2013)

Quando a granulometria do solo é descontínua, o mesmo é classificado como “Moderadamente Graduado ou Graduação Regular” (Figura 6 – Classe III). Em alguns casos pode ocorrer ausência de uma determinada faixa de tamanho.

3.2. Classes Texturais

Um solo, como já abordado, raramente é composto por um único tamanho de partícula. Na maioria dos casos, os solos são misturas de partículas de diversos tamanhos. Assim sendo, para um melhor detalhamento da textura do solo, é necessário empregar uma classificação que indique as principais frações. No sistema de classificação textural, os solos são classificados a partir do seu componente principal e secundário (exemplo: argila siltosa, argilo arenosa, etc).

A Figura 7 apresenta o diagrama triangular elaborado pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), comumente empregado na classificação textural do solo. Neste sistema de classificação o solo é dividido em 12 classes texturais.

Embora a classificação textural do solo seja simples, ela é totalmente baseada na distribuição granulométrica. Neste tipo de classificação, não são abordados aspectos como plasticidade e mineralogia, que são importantes para definir o comportamento do solo, dependendo do tipo da análise que está sendo realizada. Neste caso, outra classificação muito empregada, principalmente pelos engenheiros geotécnicos, é o sistema unificado de classificação do solo (SUCS), pois o mesmo além de abordar aspectos granulométricos, também aborda dados referentes à plasticidade do solo (Vargas, 1977).

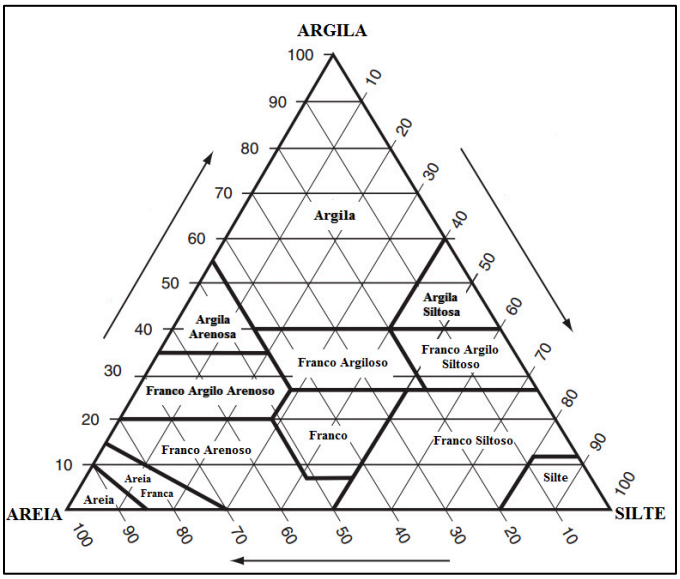


Figura 7. Diagrama triangular empregado na classificação textural do solo (USDA).

FONTE: Modificado de Hillel (2003)

3.3. Estrutura

Segundo Mitchel (2001 in Rowe 2001) a estrutura dos solos é o reflexo de vários aspectos, como a composição, história evolutiva, estado atual e condições ambientais. Portanto, a estrutura está em constante evolução, em função da interação dos componentes do solo com os diversos fatores atuantes. Mitchel (1993) apresenta uma extensiva descrição e discussão sobre a estrutura dos solos e sua implicação em diversas propriedades.

A estrutura ou fabric depende do tamanho e de como se dá o arranjo das partículas componentes do solo. Solos finos, predominantemente argilosos, terão sua estrutura ou arranjo altamente influenciado pelos argilominerais presentes e pelo ambiente de formação, enquanto que os solos mais grossos irão apresentar sua estrutura mais governada pela forma e tamanho das partículas e ambiente de formação.

3.3.1. Estrutura de solos finos

Partículas argilosas, em função do predomínio de cargas superficiais negativas, em ambiente aquoso tendem a interagir com água e os cátions presentes. Isto conduz a diferentes arranjos que geram estruturas distintas. Em ambientes com alta concentração salina a tendência é de formação de estruturas floculadas, enquanto que em baixa concentração as partículas tendem a estar mais dispersas (Figura 8).

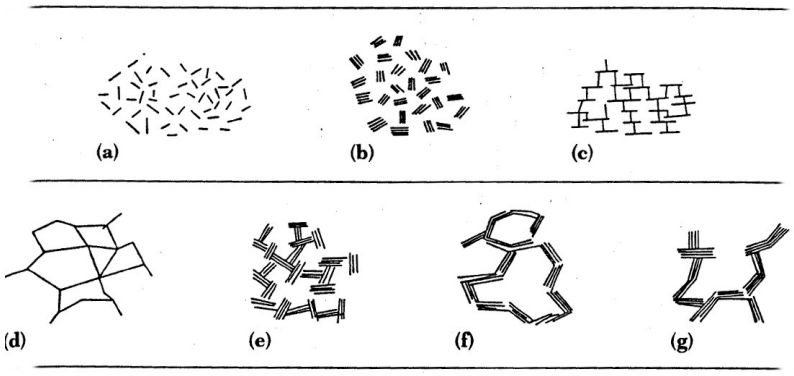


Figura 8. Associação de partículas argilosas: a) dispersa e defloculada, b) agregada face a face, mas defloculada c) floculada borda a face, d) floculada borda a borda, mas dispersa, e) floculada e agregada borda a face, f) floculada e agregada borda a borda e g) floculada e agregada borda a face e borda a borda.

FONTE: Mitchel (2001) in Rowe (2001)

3.3.2. Estrutura dos solos grossos

O material mais grosseiro, representado principalmente pelos pedregulhos e areias, é composto por minerais mais estáveis quimicamente que não apresentam propriedades eletrostáticas, nem coesão atuando entre eles. As propriedades físicas são função direta do tamanho e forma das partículas e principalmente do número e extensão dos contatos grão a grão. Os diversos arranjos podem conduzir a estruturas mais ou menos estáveis e com porosidades distintas em função também do "encaixe" das partículas de tamanho menor nos vazios deixados pelas maiores (Figura 9). A atuação de algum agente cimentante, como óxidos e hidróxidos de Fe e Al também pode contribuir para a estabilidade da estrutura, assim como a presença de argila.

3.4. Interações físico-químicas

Os solos, em função de sua composição mineralógica, podem apresentar alta reatividade com o meio. Esta propriedade surge em função de forças superficiais das partículas de argilominerais, que são responsáveis por hidratação superficial de íons e forças de atração e repulsão inter-partículas, conferindo aos solos uma reatividade importante.

3.4.1. Capacidade de troca de cátions (CTC)

Os argilominerais, devido principalmente a substituições isomórficas, quebras na estrutura ou por dissociações de radicais OH, passam a apresentar déficits de cargas elétricas, se constituindo, na maioria dos casos, em partículas carregadas negativamente. Em função disto, ocorre a atração de cátions e de moléculas de água à sua superfície e que permanecem ligados por forças relativamente fracas, permitindo a troca desses cátions com o meio. Esta propriedade, característica dos argilominerais, é denominada de capacidade de troca de cátions (CTC) e se constituí em uma das mais importantes propriedades dos solos, responsável pela disponibilidade de nutrientes para as plantas e retenção de diversos contaminantes que percolam o solo.

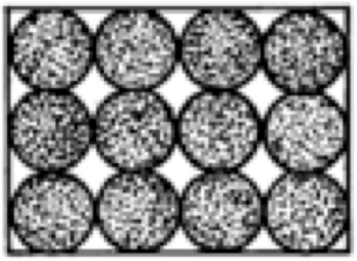
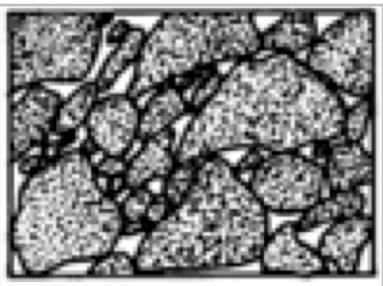
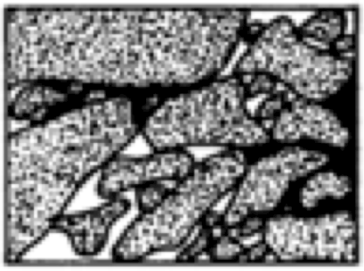
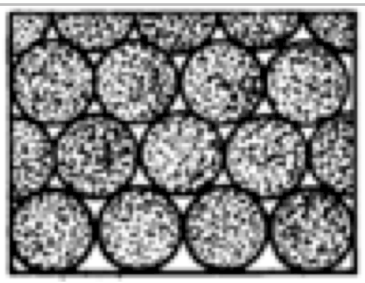
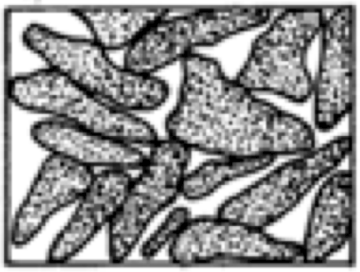
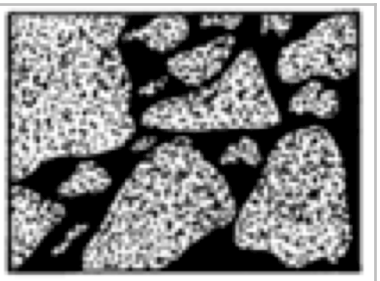
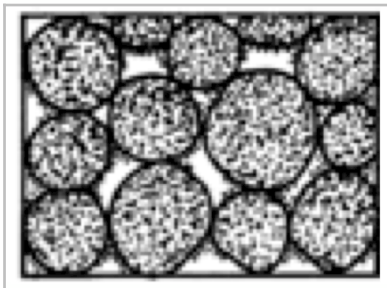
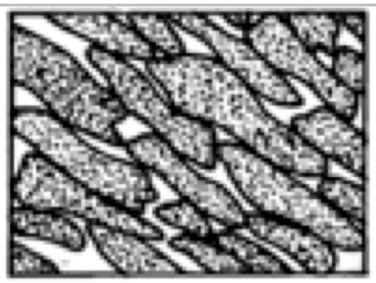
Estrutura Aberta, grãos bem selecionados e bem arredondado	Estrutura Aberta, forma dos grãos variada	Presença de Matriz
		
Arranjo pouco compacto, grãos uniformes, (Porosidade 48%)	Tamanhos variados de grãos	Estrutura parcialmente aberta
		
Arranjo compacto, grãos uniformes, (Porosidade 26%)	Formas irregulares, sem orientação preferencial	Estrutura fechada, suporte pelos clastos
		
Arranjo pouco compacto com pontes de argila entre grãos de tamanhos variados.	Imbricado	Estrutura Fechada, suporte pela matriz
		
Grãos	Vazios	Matriz

Figura 9. Exemplos de estruturas em solos grossos.

FONTE: Modificado de Selby (1993)

As cargas oriundas das substituições isomórficas são denominadas de cargas permanentes e não dependem do pH do meio, sendo características principalmente dos argilominerais do tipo 2:1, enquanto que as demais cargas são consideradas cargas variáveis por sofrerem influência do meio, principalmente do pH. Esta característica é de suma importância no manejo dos solos, seja para a parte agrícola ou no uso do solo para proteção ambiental ou na retenção de contaminantes. Na Tabela 5 pode-se observar a grande variação de CTC que ocorre entre alguns argilominerais e a diferença de cargas variáveis e permanentes. Em algumas situações específicas pode ocorrer também o aparecimento de uma capacidade de troca de ânion - CTA (Tabela 5).

Tabela 5.
Capacidade de troca de cátions (CTC) e ânions (CTA)

Material	CTC ($cmol^+/kg$)			CTA ($cmol^+/kg$)
	Permanente	Variável	Total	
Montmorilonita	112	6	118	1
Vermiculita	85	0	85	0
Ilita	11	8	19	3
Haloisita	6	12	18	15
Caulinita	1	3	4	2
Gibbisita	0	5	5	5
Goethita	0	4	4	4
Alofana	10	41	51	17

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo procurou-se mostrar a importância dos minerais em todas as propriedades presentes nos solos. Aspectos como a composição mineralógica e a distribuição granulométrica das partículas conferem aos solos distintas características que tem aplicação direta, seja na sua utilização ou mesmo na sua preservação.

Como demostrado, propriedades como plasticidade, movimento de água, resistência, deformabilidade, fertilidade, entre tantas outras são condicionadas pela fase mineral presente nos solos.

Desta forma, para o correto uso e ocupação do solo é de fundamental importância o conhecimento da fase mineral presente. Alguns solos, como os mais arenosos, por exemplo, são altamente susceptíveis a erosão, enquanto que alguns solos argilosos podem ser altamente expansivos, a depender do argilomineral predominante. Por outro lado, a alta reatividade química de alguns solos, pode permitir seu o uso em barreiras protetoras ao fluxo de contaminantes, principalmente na retenção de cátions metálicos.

Longe de esgotar o tema, este capítulo teve por objetivo principal reafirmar a importância do conhecimento mineralógico do solos para o entendimento adequado de suas propriedades físico-químicas e de engenharia.

LITERATURA RECOMENDADA

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT/EB 22 (NBR 5734). Peneiras para ensaio. Rio de Janeiro. 1980.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT/MB 32 (NBR 7181). Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro. 1984.

AUÑON,J.S. Factores fisico quimicos y mineralogicos que intervienen en el hinchamiento de las arcillas. Ingenieria Civil, 73, 1990. pp. 29-39.

BEAULIEU,J. Identification géotechnique de matériaux argileux naturels par la mesure de leur surface au moyen du bleu de méthylène. Thèse de doctorat de 3º cycle, Univ. de Paris-Sud, Orsay, 1979. 133 p..

BRADY, N.C. Natureza e Propriedades dos Solos. Livraria Freitas Bastos S.A. Rio de Janeiro. 7ª ed. 1989. 878 p..

BRAJA, M. DAS. Fundamentos de engenharia geotécnica. 7ª Edição. Cengage Learning. 2013. 632 p.

BRINDLEY, G. W.; BROWN, G. eds. X-ray diffraction procedures for clay mineral identification In: BRINDLEY, G.W. ; BROWN, G. edits. *Crystal Structures of Clay Minerals and Their x-ray Identification*. London Mineralogical Society , 1980. p.305-359.

CARCEDO, F.J.A.; GIJON, M.F.; MAZO, C.O.; RODRIGUEZ, J.L.S. Mapa previsor de riesgos por expansividad de arcillas en Espãna a escala 1:1.000.000. Série: Geologia Ambiental. Instituto Geológico y Minero de Espãna. Madrid. 1986. 64p.

CARVALHO, J. B. Q. *Fundamentos da Mecânica dos Solos.* 1 ed., Campina Grande - Paraíba, Ed. Marcone. 1997. 310 p.

DANA, J.D.; HURLBUT, C.S. (1983). *Manual de Mineralogia*. Livros Técnicos e Científicos Editora, Rio de Janeiro, Brasil. 642 páginas.

DEER, W.A.; HOWIE, R.A; ZUSSMAN, J. (1966). *Minerais constituintes das rocha* - Uma Introdução. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 558 p

ERNST, W.G. Minerais e Rochas. Serie de Textos Básicos de Geociência. Editora Edgard Blücher Ltda e Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo. 1971. 162 p.

GOMES, C.F. Argilas – o que são e para que servem. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 1986. 457 p.

GRIM, R. E. **Clay Mineralogy.** New York : McGraw-Hill. 1953. 384 p.

GUGGENHEIM, S.; MARTIN, R.T. Definition of clay and clay mineral: joint report of the AIPEA nomenclature and CMS nomenclature committees. Clays and Clay Minerals, 1995, v. 43, 2:255-256.

HILLEL, D. Introduction to environmental soil physics. Elsevier. 2003. 494 p.

JEREMIAS,F.T.S.A.A. Dissertação de Mestrado. Universidade Nova Lisboa. 1991. 222 p..

LEINZ, V.; AMARAL, S.E. Geologia Geral. Companhia Editora Nacional. São Paulo. 1978. 397 p.

MITCHELL, J.K. *Fundamentals of Soil Behavior*. 2nd Edition, N.York , John Wiley & Sons, 1993. 437 p.

MITCHELL, J.K. Physicochemistry of soils for Geoenvironmental Engineering. In Rowe, R.K. ed. Geotechnical and Geoenvironmental Engineering Handbook. Kluwer Academic Publishers. Bonston. 2001. pp. 691 – 710.

OLPHEN,H.Van An introduction to clay colloid chemistry. Interscience Publ., New York. 1963. 301 p.

SELBY, M.J. Hillslope Materials and Processes. Oxford University Press Inc., New York. 1993. 451 p.

TEIXEIRA, W. *Decifrando a Terra*. Companhia Editora Nacional, São Paulo, Brasil. 2008. 557 p.

VARGAS, M. Introdução à Mecânica dos Solos. Eidtora MacGraw-Hill do Brasil, Ltda. São Paulo. 1977. 509 p.

Boxe Temático

Classificação Textural de um Solo: Análise Granulométrica

Oscar dos Santos Neto

Como já referido, a textura de um solo está relacionada ao tamanho ou diâmetro efetivo de suas partículas componentes, como a argila, o silte a areia e o pedregulho, pois o solo é uma mistura em proporções variadas desses materiais. A determinação desses diâmetros possibilita identificar e classificar o solo quanto a textura a partir de sua distribuição granulométrica. Esse estudo implica na utilização de alguns métodos quantitativos de análise. Existem vários processos para se obter a distribuição granulométrica dos solos, entre eles podem ser citados a análise por difração de laser, atenuação de raios x, peneiramento, análise granulométrica conjunta, etc. O mais comum e mais utilizado dentre esses métodos de análise é o ensaio de análise granulométrica conjunta que no Brasil foi normatizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (NBR 7181, 1984).

Esta norma descreve os procedimentos para se executar o ensaio de análise granulométrica através de peneiramento ou por uma combinação do peneiramento e de sedimentação. O sucesso dessa análise depende especialmente de uma correta preparação da amostra para que se tenha uma perfeita dispersão de todos os seus agregados em partículas primárias, sem quebrá-las.

A amostra, depois de ter sua massa e seu teor de umidade determinados, recebe uma quantidade de agentes dispersantes ou defloculantes para que suas partículas sejam individualizadas e assim possam ser medidas. Com o intuito de melhorar o efeito de dispersão dos grãos, utiliza-se um aparelho dispersor por um determinado período (Figura 10a). O material é então lavado em uma peneira e o material de diâmetro superior a 0,075mm (fração areia) depois de seca, é submetido a peneiramento em uma série-padrão de peneiras (Figuras 10b), com o auxílio de um vibrador mecânico (Figura 10c). Para a análise granulométrica conjunta, que inclui a sedimentação, além do peneiramento, a solução solo-defloculante que passou na peneira, depois de dispersada, é vertida em uma proveta de 1000 ml de capacidade, cujo volume é completado com água destilada (Figura 10d). Após a agitação dessa solução por

1 minuto, insere-se então um densímetro onde são realizadas leituras de densidade da solução, correspondentes aos tempos de sedimentação. Esse processo é utilizado para que se possa determinar as porcentagens de finos da amostra, compreendendo os siltes e as argilas, bem como determinar seus diâmetros equivalentes através da Lei de Stokes. Os resultados da sedimentação e do peneiramento nos possibilitam construir a Curva de Distribuição Granulométrica (Figura 5).



(a) (b)

(c) (d)

Figura 10. Equipamentos e materiais utilizados no ensaio de análise granulométrica conjunta: a) dispersor mecânico, b) peneiras de malha quadrada, c) conjunto de peneiras no vibrador, d) provetas para ensaios de sedimentação

A interpretação dos resultados obtidos é feita mediante comparação com escalas granulométricas padrão. Existem diversos sistemas de classificação, como mostrado na Tabela 6, o que conduz a necessidade de indicar qual a escala que se está utilizando. No Brasil a escala granulométrica mais utilizada na área de engenharia é definida pela NBR-6502 (ABNT, 1995).

Tabela 6.
Sistemas de classificação granulométrica

Sistema de Classificação	Tamanho das Partículas (mm)			
	Pedregulho	Areia	Silte	Argila
MIT	> 2,00	2,00-0,06	0,06-0,002	< 0,002
USDA	> 2,00	2,00-0,05	0,05-0,002	< 0,002
ISSS	> 2,00	2,00-0,02	0,02-0,002	< 0,002
ASTM	> 4,75	4,75-0,075	0,075-0,005	< 0,005
ABNT/NBR 6502/95	> 2,00	2,00-0,06	0,06-0,002	< 0,002

LITERATURA RECOMENDADA

Nogueira, J.B. Mecânica dos Solos – Ensaios de Laboratório. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos – Departamento de Geotecnia. São Carlos. 1995. 248 p.



CAPÍTULO 6

Fase Gasosa: a Atmosfera do Solo

Pérola de Castro Vasconcellos

1. INTRODUÇÃO

Em um solo encontram-se as três fases: a sólida, formada pelos minerais e matéria orgânica, a líquida, com a solução do solo, e a gasosa, ou seja, o ar do solo.

Disputando o mesmo lugar da água, o ar retido depende da capacidade de campo, ou seja, quando sob a ação da gravidade, a água dos poros escoa, deixando o espaço para o ar. Esta capacidade de armazenamento do ar depende da textura, do estado de agregação, da quantidade de matéria orgânica, que aumenta a porosidade do solo, a profundidade e a movimentação do solo. Solos profundos tendem a ter menos ar. Este ar pode ser renovado com a atmosfera, e os fatores que influenciam são: difusão das moléculas no espaço, a variação da temperatura e da pressão, ação dos ventos e das chuvas. Por estes motivos, o ar do solo apresenta composição parecida com a do ambiente (Lenzi e Favero, 2009).

Um solo bem arejado, com alta disponibilidade de gases, favorece o crescimento de micro-organismos. A presença de ar é importante para a respiração desta biota e posterior mineralização da matéria orgânica. Para isto ser satisfatório, o solo deve apresentar espaço livre de sólidos e de água. Também deve apresentar livre movimentação dos gases, com a renovação constante do oxigênio e a liberação do CO_2. Muitas características do solo dependem da troca dos gases entre a atmosfera e os espaços existentes nos poros. Sendo crucial para os processos bioquímicos, a quantidade de oxigênio afeta as propriedades do solo, as quais podem ser alteradas com as práticas, com as condições climáticas e atividades biológicas (Weisskopf et al., 2010).

Comparado à atmosfera, o ar do solo tem geralmente, maior quantidade de vapor d'água. A concentração de certos gases como o metano, o sulfeto de hidrogênio e outros advindos da decomposição da matéria orgânica, também é mais alta no solo.

A umidade presente pode reter alguns gases; e os coloides do solo podem adsorver na superfície pequenas quantidades destes gases. O oxigênio retido será utilizado nas reações de oxidação, e o dióxido de carbono dissolvido influenciará no pH do solo e na solubilidade dos solos minerais (Brady, 1974).

A composição do ar do solo como escrito anteriormente, depende do espaço disponível e das reações bioquímicas que ocorrem neste espaço. Assim, as diferenças sazonais podem influenciar a sua composição. A concentração de oxigênio é geralmente maior no verão e mais reduzida no inverno. A maior parte desta variação pode ser explicada levando em conta a umidade e temperatura.

Já é de conhecimento que os solos exercem um papel importante quando ocorre a deposição de poluentes orgânicos persistentes (POP) oriundos de atividades antrópicas (agrícolas, indústrias, etc.). Os solos agrícolas são fontes e sumidouros de POP utilizados na agricultura. Estes por sua vez podem ser reemitidos para a atmosfera dependendo da temperatura ambiente. Devido à sua capacidade de estocagem de espécies, a matéria orgânica pode agir como sumidouro.

2. TROCAS GASOSAS AR-SOLO

Como visto anteriormente, inúmeras funções dos solos dependem da troca de gases, desde que o suprimento de oxigênio é crucial para os processos químicos e biológicos.

As propriedades estruturais dos solos são constantemente alteradas quando se utiliza de práticas de manejo quando se deseja utilizar o solo para fins agriculturais, ou quando existem mudanças nas condições climáticas ou atividades biológicas.

Muitos estudos mostram que os solos exercem um papel importante ao emitir e receber poluentes orgânicos persistentes (POP) da atmosfera. Estes POP podem ter origem de áreas industriais, urbanas e mesmo agrícolas, e serem depositados em solos distantes, afetando a sua qualidade. A troca ar-solo de POP é influenciada por fatores climáticos e propriedades do solo (Wang et al., 2012). Nos solos, a distribuição destes POP depende da proximidade da fonte emissora, do transporte atmosférico de longa distância, das propriedades do solo, da degradação, das condições climáticas e dos processos de troca ar-solo. Áreas florestais que contém alta concentração de matéria orgânica têm sido apontadas como sumidouros para bifenilas policloradas (PCB) (Moeckel et al., 2008).

A literatura mostra que o solo tem sido apontado como o maior reservatório de compostos orgânicos semivoláteis, e que pode conter mais de 90% de todo as bifenilas policloradas (PCB), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), dioxinas e furanos disponíveis no ambiente (Cousin and Jones, 1998). Os hidrocarbonetos tendem a se acumular nos compartimentos lipofílicos das folhas e têm sido indicados como responsáveis pelo declínio de áreas florestais na Europa (Frank and Frank, 1998).

No Reino Unido, solos estocados entre 1940 a 1960 mostraram alta concentração de PCB, apresentando maiores concentrações na década de 1960. Depois disso os resultados mostraram uma dramática queda nas concentrações. Pensou-se que uma volatilização e transporte para longas distâncias possam ser os responsáveis por estas perdas. Com isso veio a evidência que a superfície terrestre é uma fonte de PCB para a atmosfera através da revolatilização, que é controlada pela temperatura nas diferentes estações do ano (Cousin and Jones, 1998).

Com relação aos HPA, os estudos também ocorridos no reino Unido, mostraram um aumento nas concentrações de 1880 até 1998, data deste estudo. Verificou-se que os HPA individuais se comportam de modo diferente; as concentrações de fenantreno diminuíram, enquanto que as de benzo(a)pireno e dos HPA com maior massa molecular, continuam se acumulando no solo (Wild et al., 1990). As maiores emissões destes poluentes ocorreram entre os anos 30 e 50 devido à falta de controle da queima domiciliar de carvão e das condições inadequadas para a queima deste na geração de energia.

Outros poluentes que apresentaram também um aumento significativo foram as dioxinas e furanos. A deposição atmosférica foi o processo principal para as altas concentrações destes em solos de países industrializados

deste os anos 60. Os anos 60 e 70 foram os mais afetados, havendo uma diminuição nos anos 80 e 90. Apesar da diminuição da deposição atmosférica devido ao maior controle das emissões, as concentrações no solo continuaram aumentando (Alcock and Jones, 1996).

Compostos, tais como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e pesticidas organoclorados foram encontrados também em solos do Tibete, em áreas consideradas remotas (Tao et al., 2011). Em algumas áreas, estes poluentes foram transportados de áreas distantes do leste da China, principal responsável pelas emissões de HPA.

Estudos posteriores (Wang et al., 2012) mostraram que compostos de pesticidas organoclorados, bifenilas policloradas e ésteres de bifenilas polibromadas foram encontrados novamente em solos do Tibete. Estes foram considerados sumidouros dos DDT e DDE menos voláteis emitidos por certas áreas da Ásia. Ao mesmo tempo, estes solos se tornaram fontes destes poluentes; estes compostos foram capazes de ser emitidos e reabsorvidos pelos solos tibetanos, que possuem alta concentração de substâncias orgânicas, participando dos ciclos de deposição e evaporação, devido às mudanças de temperaturas sazonais.

Trabalho realizado na década de 80 revelou a presença em solos de florestas alemãs, de hidrocarbonetos halogenados utilizados em aplicações industriais como propelentes, refrigerantes e solventes. Desde que a degradação na atmosfera é lenta, a concentração destes no ar, não diferiu muito daquela encontrada em áreas urbanas. Quanto aos compostos tricloroetano e tetracloroeteno, as concentrações foram muito maiores no solo(Frank et al., 1989).

Em algumas amostras verificou-se um enriquecimento de triclorometano no ar do solo. A concentração era de 100 a 600 vezes mais alta do que na atmosfera. Na época, a real razão deste fato não foi confirmada, mas suspeitou-se que a deposição úmida do triclorometano atmosférico ou mesmo a formação microbiana de precursores de hidrocarbonetos clorados pudessem ser os responsáveis pela alta concentração. Pensou-se também na possibilidade da cloração dos ácidos húmicos.

A deposição úmida do triclorometano foi descartada, desde que é improvável que este fenômeno contribuísse, logo que a constante da Lei de Henry fosse muito baixa. Assim, a alta concentração do poluente no ar do solo poderia representar o equilíbrio de processos: a) formação de precursores desconhecidos, e b) evaporação e degradação. O triclorometano pode resultar da descarboxilação do ácido tricloroacético o qual pode se originar da oxidação biológica dos compostos tri e tetracloroetano, tanto quanto das oxidações atmosféricas (o ácido tricloroacético é um potente herbicida).

Também se pensou na formação do triclorometano via cloração dos ácidos húmicos e outros compostos ou por fim, a biossíntese, desde que esta já foi relacionada à presença de clorofórmio no ambiente marinho (Frank et al., 1989).

3. INFLUÊNCIA DA ATMOSFERA NO COMPORTAMENTO DOS NUTRIENTES DO SOLO

A atmosfera apresenta um papel importante ao estabelecer condições ao desenvolvimento da vida. Esta começa no processo de meteorismo dos minerais primários da crosta terrestre, litificação de materiais da crosta, formação dos minerais secundários, participação da mineralização da matéria orgânica formadora do húmus e humificação dos materiais mineralizados (Lenzi e Favero, 2009).

Como visto em outros capítulos anteriores, a composição mineral é o fator principal que determina o pH do solo. Quando os carbonatos minerais estão presentes, o pH do solo é geralmente entre 7,5 e 8,0. Por outro lado, quando o solo contém quantidade significante de alumínio e ferro (Fe^{3+}) trocável ou alta concentração de matéria orgânica, o solo geralmente é ácido. O pH do solo também é afetado pela entrada de espécies ácidas de outras fontes, muitas destas associadas às reações que geram ácidos que ocorrem naturalmente. Como por exemplo, os micro-organismos que respiram e emitem CO_2. A respiração microbiana, portanto enriquece a atmosfera do solo em CO_2 resultando na redução do pH da solução do solo. Outra contribuição vem dos micróbios que produzem ácidos orgânicos na biodegradação de biomassa do solo, também contribuindo para a redução do pH.

Existe uma variedade de fontes antrópicas de acidez, sendo duas as principais. A primeira é a precipitação ácida que pode suprir grande quantidade de íons hidrônio ao solo. Em alguns lugares na Europa e no leste dos Estados Unidos, encontra-se o pH igual a 4,2.

A segunda fonte comum de entrada de ácidos nos solos é a adição de fertilizantes contendo nitrogênio, onde o nitrogênio acrescentado está na forma reduzida e está sujeita à nitrificação. Assim, a reação abaixo gera íons hidrônios *in situ*. A oxidação do nitrito a nitrato não produz ácido ou base adicional (Loon and Duffy, 2000).

$$2NH_4^{+}{}_{(aq)} + 3O_2 + 2H_2O \rightarrow 2NO_2^{-}{}_{(aq)} + 4H_3O^{+}{}_{(aq)}$$

Importante é pensar que o uso de fertilizantes contendo nitrogênio pode provocar muito mais a acidificação do solo que a chuva ácida.

4. REAÇÕES QUÍMICAS NO SOLO

Simultaneamente com processos físicos, várias reações químicas ocorrem no solo. Algumas estão associadas com as atividades dos micro e macro-organismos, e outras são totalmente abióticas.

Nas raízes das plantas, a maioria dos nutrientes é retirada para serem absorvidos e levados para que ocorram os processos químicos e bioquímicos; para isto eles devem ter um determinado estado de oxidação, proporcionada pela atmosfera do solo.

A oxidação da matéria orgânica fornece energia para os processos biológicos. O oxigênio molecular é o principal receptor dos elétrons produzidos na oxidação do carbono:

$$C_6H_{12}O_{6\,(s)} + 6O_2 \rightarrow 6CO_{2\,(g)} + H_2O_{\,(l)}$$

Em solos inundados, na ausência de oxigênio, outras espécies vão receber os elétrons, advindos da oxidação da matéria orgânica: NO_3^-, Mn^{4+}, Fe^{3+} e CO_2 (Lenzi e Favero, 2009).

O nitrogênio pode ser introduzido nos solos na forma do cátion amônio NH_4^+. Em solos arejados, com a ação dos micro-organismos:

$$NH_{4\,(aq)}^{+} + 2O_{2\,(g)} \rightarrow NO_{3\,(aq)}^{-} + 2H^+ + H_2O_{\,(l)} + \text{Energia}$$

No solo, o gás N_2 sofre oxidação e fixação através de processos bioquímicos de micro-organismos específicos.

$$2N_{2\,(g)} + O_2 \rightarrow 2N_2O_{\,(g)}$$

Como o nitrogênio é um nutriente para as plantas, animais e micro-organismos, a formação de óxidos de nitrogênio e posteriormente do nitrato são reações importantes para a fertilização do solo.

De outro modo, na ausência de oxigênio, em ambientes anaeróbicos, o nitrogênio na forma de nitrato, reduz-se, receptando os elétrons da matéria orgânica, em um processo chamado desnitrificação:

$$NO_3^-{}_{(aq)} + 2H^+{}_{(aq)} + 2e \rightarrow NO_2^-{}_{(aq)} + H_2O_{(l)}$$

$$NO_2^-{}_{(aq)} + 2H^+{}_{(aq)} + e \rightarrow NO_{(g)} + H_2O_{(l)}$$

$$2NO_{(g)} + 2H^+{}_{(aq)} + 2e \rightarrow N_2O_{(g)} + H_2O_{(l)}$$

$$N_2O_{(g)} + 2H^+{}_{(aq)} + 2e \rightarrow N_{2\,(g)} + H_2O_{(l)}$$

Pelas reações se observa a redução no número de oxidação do nitrogênio de 5+ do nitrato para zero do N_2.

Na ausência de oxigênio também ocorre a fixação do nitrogênio na forma de amônio:

$$N_{2\,(g)} + 8H^+{}_{(aq)} + 6e \rightarrow 2NH_4^+{}_{(aq)}$$

A hidrólise, onde a água é um reagente, ocorre no momento do intemperismo das rochas e minerais. Um exemplo típico relacionado ao mineral ígneo ortoclásico feldspático, que produz a caolinita:

$$2KAlSi_3O_{8\,(s)} + 2H_3O^+{}_{(aq)} + 7\,H_2O \rightarrow Al_2Si_2O_5(OH)_{4\,(s)} + 4H_4SiO_{4\,(aq)} + 2K^+{}_{(aq)}$$

Na reação, o silício é liberado como ácido silícico no mesmo tempo que o mineral argiloso é produzido. A hidrólise subsequente resulta na produção de hidróxido de alumínio na foram do mineral gibsita:

$$Al_2Si_2O_5(OH)_{4\,(s)} + 5H_2O \rightarrow 2Al(OH)_3 + 2H_4SiO_{4\,(aq)}$$

Esta reação é importante nos solos tropicais úmidos devido à abundância de chuvas e temperaturas elevadas. A pH entre 2 e 9, o ácido silícico permanece na forma protonada. Esta solubilização prolongada e as

transformações que a acompanham conduzem à formação de solos vermelhos pobres em sílica, mas ricos em caolinita e óxidos de alumínio e ferro hidratados. Dependendo das suas propriedades, estes solos são referidos como “lateritas, latosolos ou oxisolos” (Loom and Duffy, 2005).

Esta reação pode ser generalizada:

$$\text{Aluminossilicatos}_{(s)} + H_3O^+_{(aq)} + H_2O \rightarrow \text{mineral argiloso}_{(s)} + 2H_4SiO_{4\,(aq)} + \text{cátion}_{(aq)}$$

Esta reação geral mostra que a água e os íons hidrônios são os agentes da reação de intemperismo. Existem muitas fontes naturais destes íons, incluindo o CO_2 liberado no solo pela respiração microbiana e pelos ácidos de baixa massa molecular, produtos da decomposição da matéria orgânica no solo. Algumas vezes, mais destes íons podem ser adicionados devido à ação humana com o uso de fertilizantes com ácido nítrico e pela precipitação de ácidos sulfúrico e nítrico, ou seja, a chuva ácida.

LITERATURA RECOMENDADA

Alcok, R. E. and Jones, K. C., 1996. Dioxins in the environment - a review of trend data. Environmental Science and Technology 30, 3133-3143.

Brady, B., 1974. Natureza e Propriedades dos Solos. Biblioteca Universitária Freitas Bastos. Páginas 281-282.

Cousins, I. T. and Jones, K. C., 1998. Air-soil exchange of semi-volatile organic compounds (SOCs) in the UK. Environmental Pollution 102, 105-118.

Frank, H., Frank, W., Thiel, D., 1989. C1 and C2 halocarbons in soil-air of forests. Atmospheric Environment 23, 1333-1335.

Frank, H. and Frank, W., 1988. Quantitative determination of airborne C1 and C2 halocarbons by GC/ECD. J. High Resol. Chromat. Commun. 11, 51-56.

Lenzi, E., Favero, L. O. B., 2009. Introdução à Química da Atmosfera. Ciência, vida e sobrevivência. Editora LTC. Página 249.

Tao, S., Wang, W., Liu, W., Zuo, Q., Wang, X., Wang, R., Wang, B., Shen G., Yang, Y., He. J., 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in surface soils from the Qinghai-Tibetan plateau. J. Environmental Monitoring 13, 175-181.

Loon, G.W., Duffy, S.J., 2000. Environmental Chemistry. A global perspective. Second edition . Oxford University Press.

Wang, X., Sheng, J., Gong, P., Xue, Y., Yao, T., Jones, K.C., 2012. Persistent organic pollutants in the Tibetan surface soil: spatial distribution, air-soil Exchange and implications for global cycling. Environmental Pollution 170, 1450151.

Weisskopf, P., Reiser, R., Rek, J., Oberholzer, H.-R., 2010. Effect of different compaction and varying subsequent management practices on soil structure, air regime and microbiological parameters. Soil & Tillage Research 111, 65-74.

Wild, S. R., Waterhouse, K. S., McGrath, S. P., Jone, K. C., 1990. Organic contaminants in an agricultural soil with a known history of sewage sludge amendments: polynuclear aromatic hydrocarbons. Environmental Science and Technology 24, 1706-1711.

Boxe Temático

A atmosfera limpa-se de forma mais eficiente do que se pensava…

Maria Cristina Solci

A adição de nitrogênio aos solos através dos fertilizantes tende a impulsionar o crescimento das plantas e consequentemente os ecossistemas terrestres absorvem mais o dióxido de carbono da atmosfera. Mas, recentes estudos tem mostrado que eles também estimulam a liberação de óxido nitroso dos solos fertilizados - o óxido nitroso é um gás de efeito estufa muito mais potente do que o dióxido de carbono.

Desde o final do século XIX as atividades humanas dobraram a introdução de nitrogênio na biosfera terrestre devido ao aumento da deposição do nitrogênio atmosférico e especialmente da aplicação de fertilizantes na agricultura. Este fato apresenta efeitos opostos sobre o sistema climático: por um lado, os ecossistemas são capazes de absorver mais CO_2 da atmosfera, diminuindo o efeito estufa. Por outro lado, os solos ricos em nitrogênio emitem maior quantidade do “gás do riso”, que é muito mais prejudicial ao clima do que o CO_2.

A eutrofização prejudica o ambiente de várias maneiras. Inesperadamente, pesquisadores do Instituto Max Planck de Química em Mainz, Alemanha, descobriram que o fertilizante nitrogenado indiretamente reforça a capacidade de autolimpeza da atmosfera. Como? O estudo mostra que o ácido nitroso (HONO) é formado em solo fertilizado e liberado para a atmosfera e em maior quantidade quando há aumento da acidez do solo. No ar, o HONO conduz à formação de radicais hidroxila.

Um radical hidroxila consiste em um átomo de hidrogênio e um de oxigênio. Estes radicais formam-se usualmente como resultado de reações fotoquímicas entre moléculas de água e ozônio. No entanto o radical hidroxila é reciclado através de uma várias reações químicas e como resultado sua concentração permanece estável. Na

atmosfera, estes radicais estão presentes em concentrações muito baixas. Eles são formados e desaparecem rapidamente na ordem de segundos devido à sua alta reatividade química.

Assim, nosso ar limpa-se, em parte, pois poluentes são oxidados por radicais hidroxila e lavados pela chuva. Os pesquisadores descobriram a origem de uma grande parte do HONO que está agindo ao lado do ozônio como fonte do radical hidroxila. De acordo com seus estudos publicados na revista Science, grandes quantidades de HONO são liberados para a atmosfera a partir do solo. Em solos ricos em nitrogênio o ácido é formado a partir de íons nitrito produzido por transformações microbiológicas de íons amônio e nitrato. Quanto mais ácido é o solo e maior for a quantidade de nitrito, mais HONO é liberado. E assim, através deste caminho o nitrogênio em solos fertilizados escapa para o ar.

Os pesquisadores de Mainz descreveram como mediram a concentração de HONO que escapou de um determinado volume de solo arável. Acrescentaram nitrito em uma amostra de solo e variando a quantidade de água, avaliaram o HONO emitido compatível com os cálculos de equilíbrios ácido-base e de solubilidade. Com base nestes resultados foi possível explicar resultados anteriores onde elevados níveis de HONO foram encontrados no ar acima de solos fertilizados. Até então a fonte de elevadas concentrações de HONO observada na baixa atmosfera tinha sido um mistério.

O solo é um sistema complexo que envolve interações entre inúmeras espécies químicas e organismos biológicos. Um grande número de microrganismos são coautores na formação e no consumo do HONO em todos os tipos de solo nosso planeta. Os processos microbiológicos subjacentes dependem da quantidade de água, da temperatura, da textura e dos nutrientes e da porcentagem de nitrogênio e carbono no solo.

O fato de o solo emitir HONO não apenas localmente, mas também globalmente tem muita significância pra a qualidade do ar e para o ciclo do nitrogênio. A consideração de que as emissões de HONO tendem a aumentar especialmente em países em desenvolvimento devido à crescente fertilização dos solos, à acidificação do solo e ao aumento relacionado com a temperatura ambiente, leva à expectativa de que haverá maior produção de radicais hidroxila e consequentemente incrementando o potencial oxidativo da ar.

Considerando este efeito global os trabalhos de investigação científica devem atuar em várias disciplinas como solo e clima, por exemplo, a fim de quantificar o efeito em diferentes tipos de solo e sob diferentes condições ambientais e as informações obtidas serem incorporadas em um modelo global.

LITERATURA RECOMENDADA

Pendure Su, Yafang Cheng, Robert oswald, Thomas Behrendt, Ivonne Trebs, franz X. Meixner, Meinrat O. Andreae, peng Cheng, Yuanhang Zhang, Ulrich Poeschl. Soil Nitrite as a Source of Atmospheric HONO and OH Radicals. SCIENCE, August 2011.

Steve A. Montzka, Maarten Krol, Ed Dlugokencky, Bradley Hall, Patrick Joeckel, Jos Lelieveld. Small Internannual Variability of Global Atmospheric Hydroxyl. SCIENCE, January 7, 2011.

Sönke Zaehle, Philippe Ciais, Andrew D. Friend, Vincent Prieur. Carbon benefits of anthropogenic reactive nitrogen offset by nitrous oxide emissions. NATURE GEOSCIENCE, 31 July 2011; doi 10.1038/NGEO1207



CAPÍTULO 7

Fase Líquida: a Solução do Solo

Daniel Vidal Pérez
Michelle Machado Rigo
Mônica da Costa Marques

1. CARACTERÍSTICAS GERAIS

O solo é constituído por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicas, formadas por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial, das extensões continentais da terra (EMBRAPA, 2006). É considerado como uma massa porosa, com parte dos espaços vazios normalmente ocupados por uma solução aquosa que contém diversos solutos, influentes no desenvolvimento das plantas (MIRANDA et al, 2006).

A fase líquida do solo, geralmente é abordada sob dois aspectos: o primeiro é o aspecto quantitativo, e se preocupa com a quantidade de água existente no solo, seu movimento em função de gradientes de energia,

permeabilidade de solo, sendo com freqüência chamada de água do solo; o segundo aspecto, a fase líquida do solo é abordada qualitativamente, procurando analisar os íons nela dissolvidos e os efeitos de sua concentração no comportamento no solo e nas plantas. Sob este aspecto, é chamada de solução do solo. Em relação ao aspecto de fertilidade, a água é o veículo de absorção dos nutrientes que são liberados da fase sólida (SANTOS apud Reichert, 2007).

Conforme, Tan (1998) a água do solo é repositória de sólidos dissolvidos e gases, sendo por isso, reconhecida como a solução do solo, ou seja, o meio em que a maioria das reações químicas do solo se desenvolve. Várias são as definições do termo solução do solo (Adams, 1974; Berton, 1989; Tan, 1993; Wolt, 1994; Ritchie & Sposito, 1995, Souza et al., 2013). Contudo, Sposito (1989) definiu-a como sendo “a fase líquida e aquosa cuja composição é influenciada pelos fluxos de matéria e energia que ocorrem dentro dela e na sua vizinhança, além da ação do campo gravitacional da Terra”. E de acordo com Souza et al. (2013) é de fundamental importância para o monitoramento da disponibilidade de nutrientes para as plantas, processos de contaminação ambiental e aqueles relacionados ao entendimento da dinâmica da caracterização e avaliação de solos afetados por sais.

Dessa maneira, as diferenças encontradas entre solos serão em função, do tipo e quantidade dos colóides que possuem, e do tamanho e forma de seus poros (Kiehl, 1979; Reichardt, 1985). Complementando, Gloaguen et al. (2009), afirmam sobre a fração aquosa no solo está retida no solo por forças matriciais (capilares e de adsorção), podendo então, com base nesse critério, ser separada em:

- Água gravitacional, livre, contida na macroporosidade do solo;

- Água capilar, retida por forca capilar, contida nos microporos do solo;

- Água adsorvida nos colóidos do solo, não disponível para as plantas.

Em função dessas forças, a água movimenta-se nos macroporos e microporos do solo, levando o soluto nela dissociados, entre os quais, os nutrientes que se encontram em equilíbrio dinâmico com os precipitados, porção não dissolvida nas superfícies da fração sólida mineral e orgânica, ou superfície gasosa (Luchense et al., 2002).

A relação da solução do solo com a capacidade de retenção da água no solo, ocorrem sob diferentes tensões, também denominada como potencial matricial (Figura 1), estando intimamente ligado a fenômenos de superfície (adsorção) e capilaridade (Reichardt, 1985; Tan, 1996, Gloaguen et al.; 2009).

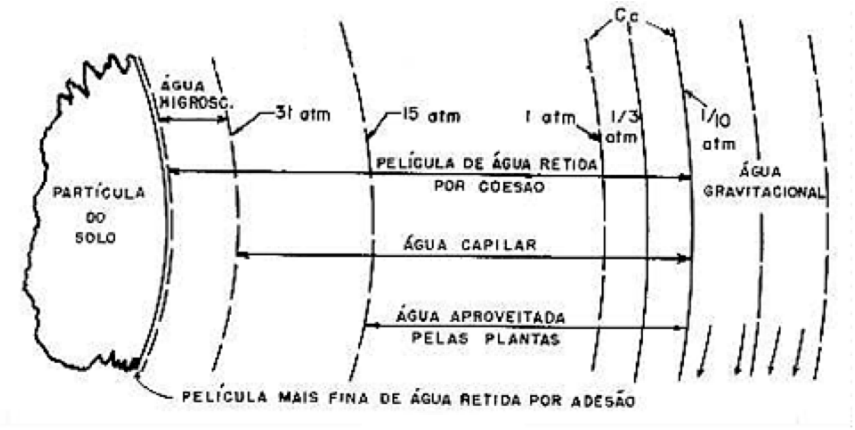


Figura 1. Representação esquemática da tensão com que a água é retida por uma partícula do solo, em que CC significa capacidade de campo.

FONTE: Medina (1972)

A capilaridade atua na retenção de água do solo na faixa úmida, quando os poros de menor diâmetro apresentam-se razoavelmente cheios de água. Quando o solo seca, os poros vão esvaziando e filmes de água recobrem as partículas sólidas. Nestas condições, o fenômeno de adsorção passa a dominar a retenção de água. Para cada amostra de solo homogêneo, há um valor característico de potencial matricial relativo a cada teor de água, a estrutura afeta a retenção de água, ao determinar o arranjo das partículas que, por sua vez, vão determinar a distribuição de poros (Reichardt, 1985).

Logo, o conhecimento da composição química da solução de solo fornece subsídios importantes para o entendimento das alterações físicas e químicas advindas do manejo e do monitoramento das diversificadas práticas de melhoramento do solo (Simard et al., 1988; Campbell et al., 1989, Luchese et al., 2002). Além disso, proporcionando conhecimento sobre a relação dos nutrientes na dinâmica solo-planta-atmosfera, exercerá grande função no monitoramento dos processos de contaminação ambiental.

2. FUNÇÃO DA SOLUÇÃO DO SOLO

A importância das características e composição da solução do solo e seu papel nas inter-relações com o solo, as plantas e os organismos é reconhecida há muitos anos (Pérez e Campos, 2003). Alguns estudiosos, como, por exemplo, Hoagland, Martin e Stewart afirmavam, desde 1920, que o progresso no estudo do solo, como um meio para o crescimento das plantas, dependeria de um melhor conhecimento da solução do solo, pois assim, se explicaria a absorção de nutrientes pelas plantas.

Foi no lastro desse pensamento que grandes avanços na área de nutrição de plantas foram dados, a exemplo da descoberta do processo de extrusão de prótons, realizada pelas plantas a fim de manter negativo o potencial eletroquímico de suas células (Fernandes e Souza, 2006). Assim, as plantas tendem a manter excesso de carga negativa no seu interior pela extrusão de prótons, normalmente, H^+, o que, em última instância, leva a acidificação do solo (Camargo et al., 2001a)

Assim sendo, diversos estudos foram realizados a fim de monitorar a solução do solo, bem como caracteriza-la nos diferentes tipos de solo e para diversas finalidades como: sua coleta para estudar processos pedogenéticos, fatores de equilíbrio e cinética, transporte de solutos, nutrição de plantas, fertilidade de solos, ciclagem de nutrientes, elementos traços no solo, o destino e o transporte de contaminantes ambientais (VAN MIEGROET; COLE, 1985; DAHLGREN, 1993; Rao et al., 2008, Oyewole et al., 2013). Pode, ainda, auxiliar nas estimativas da taxa de intemperismo, na taxa de ciclagem dos elementos químicos e no influxo e lixiviação de nutrientes no campo (Miranda et al. 2006). Além disso, Souza et al. (2012b) destacam a função da solução do solo para a aplicação da técnica de fertirrigação de culturas agrícolas, em especial o Citrus.

O monitoramento da composição da solução do solo, frequentemente adotado em experimentos agrícolas, é usual para avaliar a evolução da fertilidade do solo (Smethurst, 2000; Silva Júnior et al., 2010), bem como da sua salinidade (Dias et al., 2005; Oliveira et al. , 2011) e, em estudos ambientais, para monitorar a lixiviação de NO^{3-} (Oliveira et al. 2001, Jonhson et al., 2002) e de compostos orgânicos (Oyewole et al., 2013).

Considerando a atual preocupação com o meio ambiente, principalmente com a qualidade hídrica, pesquisadores têm enfatizado a participação da solução do solo como meio de transporte de contaminantes orgânicos (geralmente, agroquímicos e derivados de petróleo) e inorgânicos (nitrato e metais pesados) do solo para grandes mananciais de água potável, com efeitos ecotoxicológicos desastrosos (Tan, 1998; Perez e Campos, 2003). Portanto, um meio de monitoramento hídrico, uma vez que a solução do solo é o meio através do qual espécies químicas

dissolvidas chegam até à superfície da raiz e podem ser carregadas para águas subterrâneas ou superficiais (SOUZA et al., 2002).

Embora compreenda-se a importância da solução do solo, entende-se que seu estudo é ainda complexo, devido à fase de extração da solução e, constantemente, os pesquisadores buscam técnicas de extração da solução eficientes para alcançar o mais próximo da realidade em termos de concentração iônica. A amostragem da solução do solo pode ser feita em campo (*in situ*), utilizando diversos tipos de lisímetro, ou em laboratório (*ex situ*), como a centrifugação.

Wolt (1994), exibe diversos métodos de extração da solução do solo destacando o da centrifugação, deslocamento em coluna, extração em membrana sob pressão, extrato de saturação, extratos aquosos e métodos lisimétricos, incluindo o método do lisímetro de tensão, mais conhecido como método dos extratores de cápsula porosa.

Depois da extração, a solução é direcionada para a análise de sua composição e verificada sua relação com o meio, técnica e tipo de solo de onde foram coletadas.

3. COMPOSIÇÃO DA SOLUÇÃO DO SOLO

Os principais íons presentes na solução do solo, com pH próximo a neutralidade são (adaptado de Wolt, 1994):

- Cátions trocáveis: Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, NH_4^{+}, H^{+}, Al^{3+} seus teores são facilmente alterados pelo manejo do solo, no caso do Al em solos acidificado poderá ser fitotóxico e em solos corrigidos com calcário os teores de Ca e Mg serão altos.

- Ânions: NO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}, HCO^{3-}, CO_3^{2-} apresenta-se em menores teores que os cátions trocáveis, entretanto podem estar presentes em solos com grande quantidade de matéria orgânica, o excesso de NO_3^{-} é um exemplo.

- C, N, O, S, Fe, Mn, Se, Hg participam e são modificados por reações resultantes da atividade de microorganismos em solos, no caso do O_2 é considerado o principal receptor de elétrons. Já o Fe^{3+} e Mn^{3+}, Mn^{4+}, nitrato, sulfato são receptores quando o fornecimento de oxigênio é baixo.

De uma maneira geral, a Tabela 1 resume dados compilados sobre a composição geral da solução do solo. Vê-se que todos os macronutrientes, exceto o fósforo, geralmente estão presentes em concentrações da ordem de 10^{-3} a 10^{-4} mol L^{-1}.

Tabela 1.
Concentração da solução de alguns elementos no solo*

Elementos	**Solos em geral** / 10^{-3} mol L^{-1}	**Solos ácidos** / 10^{-3} mol L^{-1}
Nitrogênio (N)	0,16-55	12,1
Fósforo (P)	0,001-1	0,007
Potássio (K)	0,2-10	0,7
Magnésio (Mg)	0,7-100	1,9
Cálcio (Ca)	0,5-38	3,4
Enxofre (S)	0,1-150	0,5
Cloro (Cl)	0,2-230	1,1
Sódio (Na)	0,4-150	1,0

* Os elementos encontram-se no solo como componentes de substâncias, ou espécies químicas, tais como nitratos, fosfatos, íons, etc.

FONTE: Adaptado de Malavolta (1976)

A presença de fósforo na solução do solo é determinada por sua interação com os íons Fe, Al e Ca e pelo pH, principalmente. Daí, em ambientes mais ácidos, a formação de fosfatos de alumínio, de baixa solubilidade, controlam a presença de P em solução. Já em pH mais elevado, a formação de fosfatos de cálcio, também de baixa solubilidade, passam a controlar P (Ernani et al. 2000; Nolla e Anghinoni, 2006).

4. FATORES QUE AFETAM SUA COMPOSIÇÃO

As concentrações dos elementos químicos na solução do solo são governadas por uma série de mecanismos (Bohn et al., 1985; Stevenson & Fitch, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Lindsay; 2001, Luchese et al., 2002; Meurer, 2012) que estão, simplificadamente, ilustrados na Figura 2, onde setas com número ímpar representam saídas (“output”) e setas pares, entradas (“input”).

Pela Figura 2, os mecanismos ficam assim identificados:

1. Absorção de nutrientes pela nutrição das plantas e microbiota;

2. Exsudação e excreção de solutos e substâncias orgânicas pelas raízes e microorganismos, além da morte e decomposição dos organismos, o que libera solutos, também;

3. Precipitação derivada da supersaturação e nucleação na solução do solo;

4. Dissolução via intemperismo;

5. Adsorção por causa de vários tipos de interação intermoleculares, tais como, força de Van der Waals, ponte de hidrogênio, ponte hidrofóbica, troca de íons e ligantes, etc;

6. Desorção e troca iônica;

7. Drenagem de constituintes para fora do solo uma série e diluição da solução do solo pela chuva;

8. Adição de metais e ligantes à solução do solo por fertilizantes e contaminantes com possível recombinação, formando novos minerais (3);

9. Liberação de gases para a atmosfera do solo;

10. Dissolução de gases na solução do solo;

11. Formação de compostos orgânicos via polimerização,

12. Decomposição da matéria orgânica via ação microbiana.

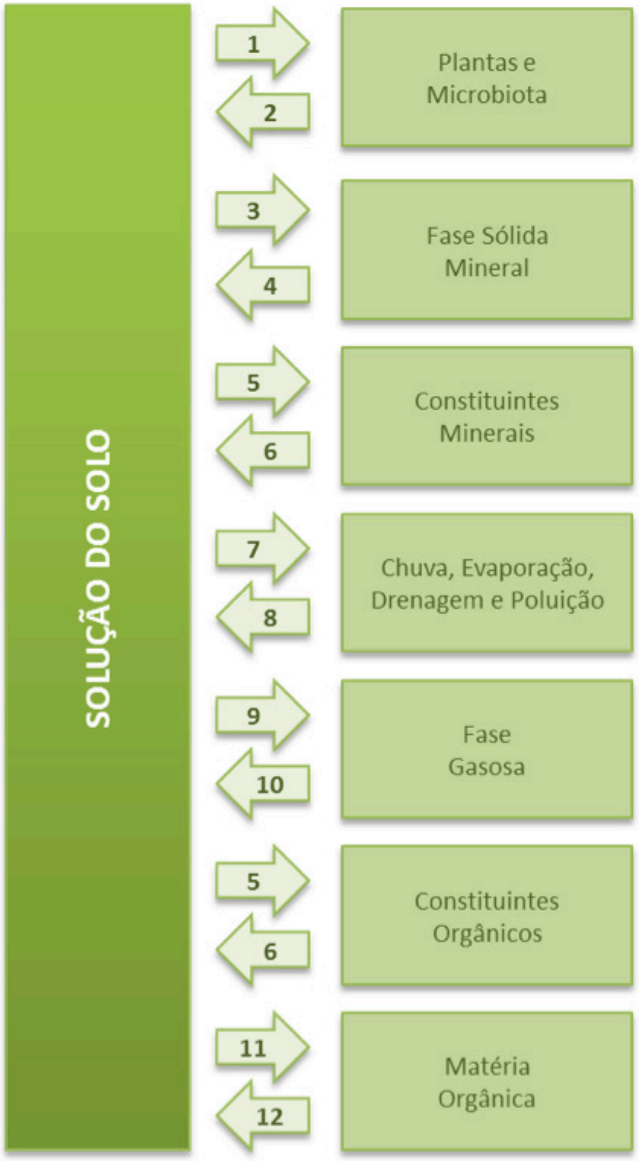


Figura 2. Inter-relação da solução do solo com outros componentes do sistema.

FONTE: adaptado de Bohn et al. (1985); Kabata-Pendias & Pendias (1992); Hani (1996); Lindsay (2001); Pérez e Campos (2003); Meurer, (2010)

Observa-se a existência de uma condição de equilíbrio (Figura 2) entre os componentes da solução do solo e os componentes da fase sólida e, nesta interface, fase sólida /fase líquida, ocorrem importantes reações químicas (Meurer e Anghinoni, 2012). Além disso, apesar das setas indicarem processos em ambos os sentidos, há uma predominância do movimento solo - planta. Todavia, apesar de ser afetada por todos estes processos, a composição final da solução do solo é fortemente controlada pela fase mineral do solo (Lindsay, 2001), o que torna o processo no sistema solo-planta-atmosfera mais dinâmico.

A literatura aponta outros fatores que também explicam a variação da composição da solução do solo, quais sejam no tempo e no espaço. A sua composição depende do material de origem do solo, pH, das condições de oxirredução, do teor de matéria orgânica, da adição de produtos químicos (fertilizantes, inseticidas, fungicidas, herbicidas), do manejo do solo e até mesmo do clima. Já que regiões tropicais sofrem maior intemperismo do solo (Luchese et al., 2002; Pérez e Campos, 2003; Meurer e Anghinoni, 2012).

Sabe-se, que o manejo do solo poderá acentuar a concentração de cátions e ânios na solução, tal como, um solo mais acidificado terá a presença em maior quantidade na solução, de Al^{3+} e H^{+}, e a adição de produtos químicos no solo implicará em uma série de reações químicas, alterando a normalidade da composição da solução.

5. REAÇÕES QUÍMICAS DA RELAÇÃO SOLO-SOLUÇÃO DO SOLO

A fase aquosa do solo constitui uma solução que permeia os poros, interagindo com as fases sólida e gasosa. Quase todas as reações químicas que ocorrem no solo são mediadas ou ocorrem em sua solução, dentre as quais se podem destacar as reações de hidrólise, oxirredução e complexação.

O texto a seguir tem base na abordagem realizada por SPOSITO (1989); Camargo et al. (2001b); Pérez e campos (2003b), Mello e Perez (2009); Meurer (2010).

5.1. Reações de Hidrólise

Ocorre quando há transferência de prótons (H^+) entre molécula de uma substância e a molécula de água, ou seja, uma substância é decomposta pela água. Em solos ácidos, a predominância do cátion Al^{3+} (íon livre) que ao ter contato com a solução do solo (fase liquida) forma um nova “espécie” de Alumínio, como visto na equação 1:

$$Al^{3+} + H_2O \longleftrightarrow Al\,(OH)^{2+} + H^+ \qquad \text{(Equação 1)}$$

Em função do pH, os metais podem passar por uma série de reações de protonação. Em geral, pode se observar que, à medida que o pH aumenta, o H^+ são removidos das moléculas de H2O em coordenação com o Al^{+3}, originando as equações abaixo:

$$Al\,(H_2O)_6^{3+} \longleftrightarrow Al\,(H_2O)_5\,(OH)^{2+} + H^+ \qquad \text{(Equação 2)}$$

$$Al\,(H_2O)_6^{3+} \longleftrightarrow Al\,(H_2O)_4\,(OH)_2^{+} + 2H^+ \qquad \text{(Equação 3)}$$

$$Al\,(H_2O)_6^{3+} \longleftrightarrow Al\,(H_2O)_3\,(OH)_3 + 3H^+ \qquad \text{(Equação 4)}$$

$$Al\,(H_2O)_6^{3+} \longleftrightarrow Al\,(H_2O)_2\,(OH)_4^{-} + 4H^+ \qquad \text{(Equação 5)}$$

$$Al\,(H_2O)_6^{3+} \longleftrightarrow Al\,(H_2O)\,(OH)_5^{2-} + 5H^+ \qquad \text{(Equação 6)}$$

A hidrólise do Fe^{3+} ocorre da mesma maneira que do Al^{3+}, ambas as reações apresentam interesse para agricultura, especialmente na nutrição vegetal, pois tais cátions quando em concentrações altas é tóxico para as plantas.

5.2. Reações de Oxirredução

Refere-se ao processo de transferência de elétrons, onde o íon receptor de elétrons é reduzido (porque têm seu número de oxidação diminuído) e o que doa o elétron é oxidado. Em solos, a oxidação e a redução do ferro e a do manganês têm maior importância na gênese do solo, enquanto a do nitrogênio, para a fertilidade do solo. Assim, o

Fe^{2+} (íon ferroso) é mais solúvel que o Fe^{3+} (íon férrico) e pode ser removido do ambiente por solução. Vale ressaltar que todos os elementos químicos podem aceitar ou doar elétrons e que esse tipo de reação ocorre junto, pois uma substância doa elétrons quando outra aceita.

O íon Fe^{2+} tem capacidade quando em contato com ar atmosférico, oxidar ou precipitar na forma de óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos de Fe^{3+} com influencia da solubilidade. Exemplificando, a atividade de elétrons no solo controla a reação entre Fe^{3+} e Fe^{2+} de acordo com o equilíbrio:

$$Fe^{3+} + e^{-} \Leftrightarrow Fe^{2+} \qquad \text{(Equação 7)}$$

Qualquer variação no ponto de equilíbrio, onde *pe* = 13,04 ou seja o equilíbrio entre $(Fe^{2+}) = (Fe^{3+})$ indica a oxidação (quando alto) ou redução (quando baixo).

O estado de oxidação-redução do solo tem maior pertinência no caso das culturas alagadas, como o arroz, conforme descrito por Livera et al. (2011), onde mostrou o efeito da alteração do potencial redox, indicador das condições de oxidação-redução, sobre algumas reações químicas nos solos cultivados com arroz.

5.3. Reação de complexação

A solução do solo normalmente contém de 100 a 200 complexos solúveis (SPOSITO, 1989), sendo que a maioria envolve cátions metálicos e ligantes orgânicos. A composição e a força iônica da solução do solo alteram a atividade de íons. Os íons metálicos podem ser encontrados na solução do solo na forma livre, em vários complexos solúveis com ligantes orgânicos e inorgânicos ou adsorvidos em material coloidal orgânico ou inorgânico.

Com relação à estabilidade da ligação do complexo, BRADL (2004) propôs duas categorias de complexos, baseado nos conceitos da química de coordenação que seriam os complexos de esfera interna e de esfera externa. O complexo de esfera interna, envolve ligações covalentes entre o íon metálico e um ligante, exibindo constantes de estabilidade com valores mais elevados que as constantes do complexo de esfera externa , o qual envolve ligações de caráter iônico. Quando o íon metálico coordena diretamente os grupamentos funcionais por meio de ligações covalentes, forma um complexo de esfera interna.

No entanto, se uma ou mais moléculas de água estão interpostas entre o cátion e o ligante, o complexo formado é de esfera externa. Pode-se prever a formação e a estabilidade de um complexo na solução do solo pela aplicação da teoria de ácidos e bases, duros e moles. A representação de um complexo de esfera-externa pode ser representada por:

$$M^{+} (H_2O)_n + L^{-} \rightarrow M (H_2O)_n L \qquad \text{(Equação 8)}$$

Onde: M^{+} representa um cátion e L um ligante orgânico (Ex.: ácido fúlvico e húmico) ou inorgânico (Ex.: Metais)

Sendo assim, devido reações de hidrólise e reações de complexação, um íon poderá ser encontrado na solução do solo em diferentes formas, podendo estar na forma livre ou complexado Ex.: Al^{3+}; $AlOH^{2+}$; $AlSO_4^{+}$.

Exemplificando, o elemento cádmio (Cd) na solução do solo, encontra-se principalmente na forma livre (Cd^{2+}) e, em menor extensão, formando complexos inorgânicos (com os sulfatos e cloretos especialmente - $CdCl^{+}$, $CdCl_3^{-}$, $CdCl_4^{2-}$), ou complexos organometálicos (com os ácidos fúlvicos) (Mano, 2012).

Com essa característica, segundo Essington (2004) a solução do solo atua como mediadora de reações que controlam a retenção de substâncias pela fase sólida do solo, como precipitação-dissolução, adsorção-dessorção e troca iônica.

Essas reações determinarão o comportamento das diversas substâncias presentes no solo por meio de sua solução:

5.4. Reação de precipitação-dissolução

As reações de precipitação e dissolução são importantes componentes para guiar a atividade dos elementos na solução do solo. Estas reações são descritas pelo produto de solubilidade, quando um sólido é dissolvido para formar o soluto desta solução. Para exemplificar, essa relação de solubilidade: temos o caso da barita, $BaSO_4$ (s), que controla a solubilidade de bário na solução do solo de regiões semi-áridas. Em condições constantes de temperatura e pressão, a solução em equilíbrio com $BaSO_4$ (s) é descrita pela equação 9:

$BaSO_4$ (s) ↔ Ba + SO_4 (Equação 9)

A constante de equilíbrio termodinâmico, Kº, para esta reação é expressa na equação (10):

$K^o = (Ba^{2+}) . (SO_4^{2-})$ (Equação 10)

Onde: os parênteses indicam a atividade dos íons em solução. Quando a atividade da água e da fase sólida é considerada igual à unidade Kº é chamado de constante termodinâmica do produto de solubilidade (Sposito, 1989).

Logo, os minerais podem influenciar a atividade do elemento na solução e para avaliação dessas influencia é calculado o índice de saturação do mineral em questão. Esse índice pode ser conclusivo para não saturação ou supersaturação, está relacionado à constante de equilíbrio da reação e os atributos termodinâmicos.

Porém quando se fala em absorção pela planta, presença ou não do elemento na solução é necessário avaliar os dados mineralógicos e assim, comprovando a presença do mineral com os resultados obtidos com o índice de saturação.

Vale ressaltar que, gases dissolvidos na solução, também têm efeito marcante na dissolução/ precipitação de muitos elementos. Caso bem conhecido é o da pressão de CO_2, que na solução do solo pode exceder em muito sua pressão na atmosfera, por causa dos processos respiratórios dos sistemas biológicos, bem como da vagarosa troca com o CO_2 da atmosfera.

5.5. Reação de adsorção-dessorção

Adsorção significa o acúmulo de um determinado elemento ou substância na interface entre a superfície sólida e a solução adjacente (SPOSITO, 1989). Já a dessorção pode ser definida como a liberação de uma substância ou material de uma interface entre uma superfície sólida e uma solução.

A adsorção iônica faz com que os íons mantenham intercâmbio com aqueles presentes na solução do solo, proporcionando ora sua adsorção ora a dessorção. A presença de diferentes espécies de cátions na solução do

solo possibilita a competição entre eles, pelos sítios de adsorção, favorecendo a lixiviação daqueles que possuem menor força de adsorção (Oliveira et al., 2011).

Dessa forma cátions, ânions e moléculas neutras são adsorvidos nas frações mineral e orgânica do solo, sendo um processo importante relacionado à disponibilidade de nutrientes às plantas, uma vez que a adsorção controla a concentração dos íons e complexos na solução do solo. Entretanto, a deficiência de nutrientes nas plantas, pode estar relacionada à dessorção, sendo esse um processo que controla a quantidade e a taxa da liberação dos elementos para a planta (BOLT et al., 1986)

Segundo Gao et al. (2003), a dessorção de metais, por exemplo, depende do teor livre do elemento na solução do solo, do pH do solo, da temperatura, da quantidade do elemento adicionado e do tempo de contato entre o solo e a solução.

Os principais mecanismos envolvidos na sorção dos metais, de acordo com Camargo et al., (2001b) são: troca iônica, adsorção não específica ou de esfera externa; adsorção específica ou de esfera interna; e a complexação com o material orgânico do solo (quelação).

5.6. Troca iônica

A troca iônica, fenômeno relacionado à presença de cargas superficiais, deve ser entendida como um processo reversível, no qual íons retidos na superfície de uma fase sólida (sendo mineral e/ou orgânica) são substituídos por quantidades equivalentes de outros íons em solução ou ligados à outra fase sólida, em contato com a primeira (Montes et al., 2006).

Uma das formas de medir essas cargas é a de valorar a sua capacidade de troca catiônica (CTC), já que geralmente são negativas. Ainda conforme Montes et al. (2006), no caso dos argilominerais estas cargas são, principalmente, resultado de substituições isomórficas (acontecem lentamente durante muitos ciclos de intemperismo) de íons na estrutura cristalina dos minerais. Nos colóides orgânicos (húmus) as cargas negativas se originam da dissociação de radicais como COOH e OH. As cargas positivas têm sua origem principalmente nos óxidos e óxi-hidróxidos de Fe e Al, já que seu ponto de carga zero, normalmente, é superior ao pH do solo.

6. AMOSTRAGEM DA SOLUÇÃO DO SOLO

Avaliar a capacidade de determinada técnica de extrair a solução do solo, geralmente envolve demonstrar que a alteração de certos parâmetros não afeta a sua composição ou, se a influenciam, o fazem de maneira preditiva (Wolt, 1994). Diversas técnicas têm sido empregadas, dentre as quais se destacam deslocamento em coluna (Elkhatib et al., 1986), centrifugação (Adams et al., 1980; Pérez e Campos, 2003; Miranda et al., 2006), pasta de saturação do solo (Richards, 1954; Souza et. al., 2012a) e cápsulas extratoras porosas, também reconhecida com lisímetro (Oliveira et al., 2011; Souza et al. 2013). Exemplificando temos:

- O lisímetro, que é uma técnica de campo, consistindo de tubos plásticos cravados no solo a diversas profundidades, que apresentam na ponta um elemento filtrante, sendo o mais comum uma cápsula porosa. A água pode ser coletada sob pressão ou não (Figura 3) (Wolt, 1994).

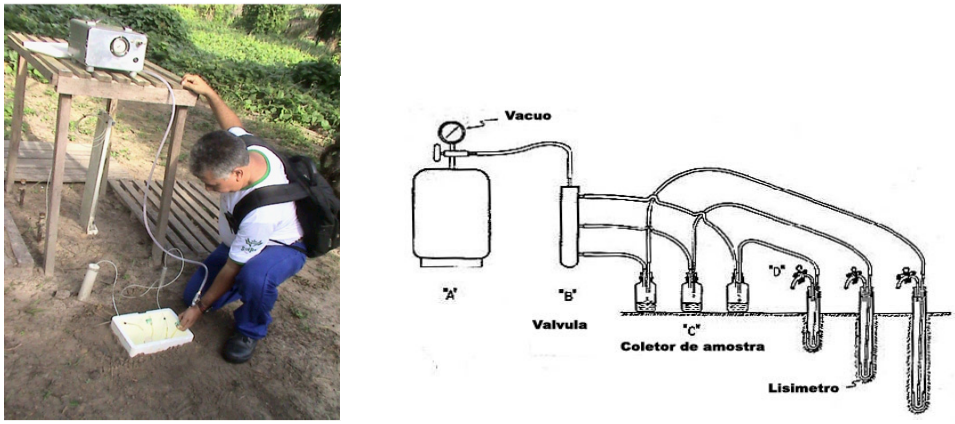


Figura 3. Foto de lisímetro instalado em campo (cortesia do Dr. Wenceslau Teixeira) e esquema de instalação de um tipo de lisímetro.

FONTE: Wolt (1994)

- o Amostrador de solução do tipo Rhizon® (SMS: Eijkelkamp, The Netherlands) padrão consiste de um tubo de polímero poroso conectado a um tubo de 10 cm PVC, poderá ser uma técnica utilizada em campo ou em ambiente controlado como casa de vegetação. Possui um fio que poderá ser de aço inoxidável, fibra de vidro

ou nylon ligado à extremidade do polímero poroso. O Rhizon® ter comprimentos que variam entre 5 e 10 cm, consoante o modelo, e um diâmetro externo de 2,5 a 4,5 mm. A amostra é obtida através de vácuo (podendo ser produzido por uma seringa ou tubo com vácuo) (Figura 4).

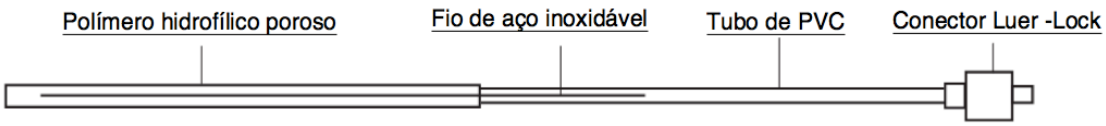


Figura 4. Amostrador de solução do solo (Rhizon®, SMS: Eijkelkamp, The Netherlands).

- O deslocamento em coluna, que é um método de laboratório que se baseia em empacotar o solo úmido em coluna de vidro, colocando um líquido de deslocamento, tal como o etanol, no topo, forçando a saída da solução do solo por baixo (Figura 5);



Figura 5. Esquema de montagem de coluna para extração de solução de solo.

FONTE: Wolt (1994)

- A centrifugação é um método de laboratório que utiliza a pressão exercida pela força centrífuga em um tubo especial, constituído de duas câmaras separadas por elemento filtrante, que permite separar a água do solo (Figura 6). Conforme Pérez e campos (2003), nessa técnica pode adicionar, também, uma substância imiscível com água, como por exemplo o CCl_4, para auxiliar no deslocamento da solução do solo.

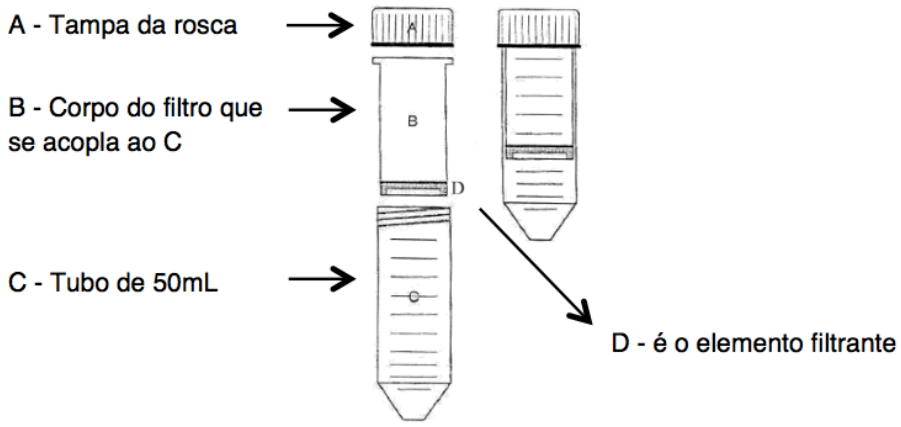


Figura 6. Esquema do tubo de centrífuga usado na extração de solução do solo.

FONTE: Pérez e Campos (2003)

- A pasta de saturação é um método de laboratório onde a razão entre o volume de solo e o volume de água destilada adicionada é fixa. Neste método, o tempo de equilíbrio também é conhecido, porém não há valor específico de sucção e de tempo para extração da solução (Gloaguen et al., 2009). O ponto de pasta de saturação é representado pelo aspecto espelhado e de deslizamento da pasta na espátula, como descrito por Richards (1954) citado por Souza et al., 2013.

Qualquer que seja o método de extração e/ou obtenção da solução do solo, tornou-se um desafio para os pesquisadores comprovar que a solução obtida é uma representação real da solução, ou seja, que o método não interferiu em sua composição inicial antes da metodologia de extração.

LITERATURA RECOMENDADA

ADAMS, F. Soil Solution. In: CARSON, E. N. **The plant root and its environment**. Charlottesville: University Press of Virginia, p.441-481, 1974.

ADAMS, F.; BURMESTER, C.; HUE, N. V.; LONG, F. L. A comparison of column-displacement and centrifuge methods for obtaining soil solutions. **Soil Science Society of American Journal**, v.44, p.733-735, 1980.

BERTON, R. S. Especiação iônica na solução do solo – metodologia e aplicações. In: SIMPÓSIO AVANÇADO DE SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 2. 1989, Piracicaba. **Anais** ... Campinas: Fundação Cargill, p.17-41. 1989.

BOHN, H.; McNEAL, B.; O´CONNOR, G. **Soil chemistry**. 2.ed. New York: John Wiley, p.1-20. 1985.

BOLT, G.H., DE BOODT, M.F., HAYES, M.H.B.; MCBRIDE, M.B. Interactions at the Soil Colloid – Soil solution interface. **State University of Ghent**, Ghent, p. 278-292, 1986.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal íons on soils and soils constituents. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 277, n. 1, p. 1-18, set. 2004.

CAMARGO, F.A. de O.; ZONTA; E.; SANTOS; G. de A.; PEREYRA. R.O. Aspectos fisiológicos e caracterização da toxidez de ácidos orgânicos voláteis em plantas. Ciência Rural, Santa Maria, v.31, n.3, p.523-529, 2001a.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos 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/FAPESP/ POTAFOS, cap.5, p. 89-124, 2001b.

CAMPBELL, D. J.; KINNIBURGH, D. G.; BECKETT, P. H. T. The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: Temporal and spatial variability. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.40, p.321-339. 1989.

DAHLGREN, R.A. Comparison of soil solution extraction procedures: effect on solute chemistry. Commun. **Soil Science Plant Analysis**, New York, USA v. 24,p. 1783-1794, 1993.

DIAS, N. DA S.; DUARTE, S. N.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. D; SOARES, T. M. Manejo da fertirrigação e controle da salinidade do solo sob ambiente protegido, utilizando-se extratores de solução do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.4, p.496-504, 2005.

Elkhatib, E. A.; Bennett, O. L.; Baligar, V. C.; Wright, R. J. A centrifuge method for obtaining soil solution using an immiscible liquid. **Soil Science Society of American Journal**, v.50, p.297-299, 1986.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA;. 306. 2006.

ERNANI, P.R.; NASCIMENTO, J.A.L.; CAMPOS, M.L. & CAMILLO, R.J. Influência da combinação de fósforo e calcário no rendimento de milho. **R. Bras. Ci. Solo**, 24:537-544, 2000.

ESSINGTON, M. E. **Soil and water chemistry: an integrative approach**. Boca Raton: CRC Press, 534 p., 2004.

FERNANDES, M.S. & SOUZA, S.R. Absorção de nutrientes. In: FERNANDES, M.S. (Ed.) Nutrição mineral de plantas. Viçosa (MG): SBCS. 2006. p.115-152.

GAO, Y. Z.; HE, J.; LING, W.; HU, H.; LIU, F. Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soils. **Environment International**, New York, v. 29, n. 5, p. 613-618, 2003.

GLOAGUEN, T. V.; PEREIRA, F. A. C.; GONÇALVES, R. A. B.; PAZ, V. S. Sistema de extração seqüencial da solução na macro e microporosidade do solo. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.13, n.5, p.544–550, 2009.

HANI, H. Soil Analysis as a tool to predict effects on the environment. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.27, n.3/4, p.289-306, 1996.

HOAGLAND, D.R.; MARTIN, J.C.; STEWART, G.R. Relation of the soil solution to the soil extract. **Journal of Agricultural Research**, Washington, v. 20, n. 5, p. 381-395, 1920.

JONHSON, D.W., HANSON, P.J., TODD Jr, D.E. The Effects of Throughfall Manipulation on Soil Leaching in a Deciduous Forest. **Journal of Environmental Quality**. v.31, p. 204-216, 2002.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 2.ed. Boca Raton: CRC, 365p. 1992.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: Relações solo-planta**. São Paulo: Ceres, 264p. 1979.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New Jersey: Blackburn, 449 p., 2001.

LIVERA, J., MCLAUGHLIN, M. J., HETTIARACHCHI, G. M., KIRBY, J. K. & BEAK, D. G. Cadmium solubility in paddy soils: Effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions. **Science of The Total Environment**, 409(8): 1489-1497, 2011.

LUCHESE, E.B; FAVERO, L.O.B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo: teoria e prática**. Rio de janeiro: Freitas Bastos, 2ª ed., 182p., 2002.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola. Nutrição de plantas e fertilidade do solo**, São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1976.

MEDINA, H. P. Constituição física. In: MONIZ, A. C. **Elementos de pedologia**. São Paulo: Polígono/EDUSP, p.11-20., 1972.

MELLO, J. W. V. DE & PEREZ, D. V.. Equilíbrio químico das reações no solo. In: ALLEONI, L. R. F. e MELO, V. de F. (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo: Parte I - Conceitos básicos**. Viçosa: SBCS, 2009.

MEURER, E. J. **Fundamentos da química do solo**. Ed. Porto Alegre: Evangraf, 5ªed. 280p. 2012.

MEURER, E.J.; ANGHINONI, I. A solução do solo. cap. 4. In: MEURER, E. J. **Fundamentos da química do solo**. Ed. Porto Alegre: Evangraf, 5ªed. 280p. 2012.

MIRANDA, J., COSTA, L. M. DA; RUIZ, H. A.; EINLOFT, R. Composição química da solução de solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 30:633-647, 2006.

MONTES, C. R.; KATO, M. T.; SOUZA, M. A. A. DE; CORAUCCI FILHO, B.; MARQUES JUNIOR, J. Irrigação com Esgotos Tratados: Impactos no Solo e Aqüíferos (cap. 5). In: **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. FLORENCIO, L.; BASTOS, XAVIER, R. K.; AISSE, M. M. (Coord.). Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2006.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Atividade e especiação química na solução afetadas pela adição de fósforo em latossolo sob plantio Direto em diferentes condições de acidez. **R. Bras. Ci. Solo**, 30:955-963, 2006.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. Lixiviação de nitrato em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, n.1, p.171-180, jan./mar. 2001.

OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F.; DUARTE, S. N.; SILVA JÚNIOR, M. J.; CAMPELO, C. M. Calibração de extratores providos de cápsula porosa para monitoramento da salinidade e da concentração de íons. ***Eng. Agríc.*** **[online].**vol.31, n.3, pp. 520-528, 2011.

OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado**. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*** **[online].** vol.14, n.8, pp. 848-855, 2010.

OYEWOLE O.A, INSELSBACHER E, NÄSHOLM T. Direct estimation of mass flow and diffusion of nitrogen compounds in solution and soil. **New Phytol**., doi: 10.1111/nph.12553, Oct 18, 2013.

PÉREZ, D. V., CAMPOS, R. C.. Especiação em solos: aspectos gerais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 33p. - (**Embrapa Solos. Documentos; n. 47**), 2003b.

PÉREZ, D. V.; CAMPOS, R. C. Solução do solo: importância e extração por centrifugação - Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 36 p. - (**Embrapa Solos. Documentos; n. 48**) 2003a.

RAO, C. R. M.; SAHUQUILLO, A.; SANCHEZ, J. F. L. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. **Water Air and Soil Pollution**, 189(1-4): 291-333, 2008.

REICHARDT, K. **Processo de transferência no sistema solo-planta-atmosfera**. 4.ed. Campinas: Fundação Cargill, 466p. 1985.

Rhizon®, SMS: Eijkelkamp, The Netherlands Disponível em: <<http://www.eijkelkamp.com/files/media/Gebruiksaanwijzingen/EN/m2-1921erhizonsamplers.pdf>> Acesso em: 13/11/2013.

RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: United States Salinity Laboratory, USDA, **Agriculture Handbook**, 60, 160p.,1954.

RITCHIE, G. S.; SPOSITO, G. Speciation in soils. In: URE, A. M.; DAVIDSON, C. M. **Chemical speciation in the environment**. Glasgow (UK): Blackie, p.201-233. 1995.

SANTOS, D. R. Unidade 3 – Composição do solo. REICHERT, J. M. Fundamentos da ciência do solo. 2007 < Disponível: http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.quoos.com.br/downloads/Disciplinas/FundCiSolo/Apostila_FundaCiSolo.pdf>>acesso: 21/10/2013.

SILVA JÚNIOR, M. J.; DUARTE, S. N.; OLIVEIRA, F. A.; MEDEIROS, J. F. DE; DUTRA, I. Resposta do meloeiro à fertigação controlada através de íons da solução do solo: Desenvolvimento vegetativo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.715-722, 2010.

SIMARD, R.R.; EVANS, L.J. & BATES, T.E. The effects of additions of CaCO3 and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. Can. **J. Soil Sci**., 68:41-52, 1988.

SMETHURST, P.J. Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review. **Forest Ecology and Management**. v. 138, p. 397-411, 2000.

SOUSA, R.O.; BOHNEN, H.; MEURER, E.J. Composição da solução de um solo alagado conforme a profundidade e o tempo de alagamento, utilizando novo método de coleta. **R. Bras. Ci. Solo**, 26:343-348, 2002.

SOUZA, E. R. de; FREIRE, M. B. G. dos S.; CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; RUIZ, H. A., LINS, C. T. Biomass, anatomical changes and osmotic potential in *Atriplex nummularia* Lindl. cultivated in sodic saline soil under water stress. **Environmental and Experimental Botany**, v.82, p.20-27, 2012a.

SOUZA, E. R. DE; MELO, H. F. DE; ALMEIDA, B. G. DE; MELO, D. V. M. Comparação de métodos de extração da solução do solo. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.17, n.5, p.510–517, 2013.

SOUZA, T. R.; VILLAS BÔAS, R. L.; QUAGGIO, J. A.; SALOMÃO, L. C.; FORATTO, L. C. Dinâmica de nutrientes na solução do solo em pomar fertirrigado de citros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 6, p. 846-854, 2012.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: University Press, 1989. 277p.

STEVENSON, F. J.; FITCH, A. Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: HUANG, P. M. ; SCHNITZER, M. **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: SSSA, p. 29-58. (SSSA. Special publication, 17), 1986.

TAN, K. H. **Principles of soil chemistry**. New York: Marcel-Dekker, p.31-64. 1993.

TAN, K. H. **Soil sampling, preparation, and analysis**. New York: Marcel Dekker, p.56-72, 1996.

VAN MIEGROET, H.; COLE, D. W. Acidification sources in red alder and Douglas-fir soils: importance of nitrification. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, USA, v. 49, p. 1274-1279, 1985.

WOLT, J. **Soil solution chemistry: applications to environmental science and agriculture**. New York: John Wiley, 345p. 1994.

Boxe Temático

Especiação da Solução do Solo por Programa Computacional

Daniel Vidal Pérez
Michelle Machado Rigo
Mônica da Costa Marques

Várias reações governam a ocorrência de determinada espécie química de um elemento na solução do solo, destacando-se a hidrólise, precipitação, complexação ou reações de sorção, sendo que determinados parâmetros, a exemplo do pH, terão uma influência decisiva. Em função dessa complexidade, criaram-se uma série de modelos computacionais preditivos que, em geral, se baseiam no balanço de massa de todas as espécies componentes e em considerações termodinâmicas para as reações passíveis de ocorrerem. Dentre os modelos computacionais existentes, os que mais se destacam na literatura são o Geochem-PC e o Minteq. No entanto, todos eles sofreram algum tipo de atualização a fim de se compatibilizarem com sistemas operacionais mais populares, como o Windows ou Linux. Com isso, alguns programas *freeware* foram desenvolvidos, a exemplo do VisualMinteq, desenvolvido pelo Prof. Jon Petter Gustafsson (http://www2.lwr.kth.se/English/Oursoftware/vminteq/download.html), e o Geochem-EZ, desenvolvido pelo Dr. Leon Kochian (http://www.plantmineralnutrition.net/Geochem/ geochem%20home.htm). Desta forma, serão apresentados alguns exemplos e aplicações de determinações de concentrações totais de elementos químicos na solução de solo e as respostas geradas pelo modelo. O programa Visual Minteq v.3.1 foi escolhido para esse caso por se tratar de um modelo de interface de entrada de dados bem simples. Os dados que serão usados encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1.
Resultados de pH, cátions e ânions da solução de solo extraída da camada 0-10 cm de um Argissolo Amarelo de Seropédica (RJ) cultivado com pasto

Cultura	Pasto
pH	4,91
Na / mg L^{-1}	3,46
Mg / mg L^{-1}	2,60
Al / mg L^{-1}	1,52
K / mg L^{-1}	0,53
Ca / mg L^{-1}	3,28
Fe / mg L^{-1}	3,76
COD* / mg L^{-1}	37,9
F / mg L^{-1}	0,00
Cl / mg L^{-1}	7,74
NO_3 / mg L^{-1}	0,00
SO_4 / mg L^{-1}	8,34

*COD = Carbono Orgânico Dissolvido

Como não se pretende explorar todo potencial do programa, vamos nos ater a simples entrada dos dados conforme descrito na Figura 1. Nesse sentido, é fundamental indicar em que unidade serão inseridos os elementos analisados (parte superior a direita). No nosso caso, mg L^{-1}.



Figura 1. Entrada de dados do programa visual minteq.

Após indicar o pH (parte superior esquerda), inicia-se a inserir, um por um, os elementos constantes da Tabela 1. Tome se como exemplo a amostra Pasto, primeiramente, sem incluir o carbono orgânico dissolvido (COD). Ao terminar a inclusão dos dados, que podem ser checados no acesso *View/edit list*, faz-se o programa rodar (*run Minteq*). Serão disponibilizadas três fichas de saída de resultados que podem ser migradas para uma planilha Excel ®. Tomemos como exemplo uma delas que se encontra na Figura 2. Além de um descritivo sobre as prováveis espécies químicas de cada elemento analisado, pode se obter a força iônica da solução e o balanço de cargas que, nesse caso, indica haver uma defasagem muito grande entre cátions e ânions (33,5% de diferença). A Figura 3 representa a inserção dos mesmos dados, mas incluindo o COD através do modelo que considera todo COD como ácido fúlvico. Pode se ver que a diferença de cargas caiu significativamente, o que está mais próximo da realidade, visto que uma solução de solo real deve possuir um balanço de cargas próximo a neutralidade. Contudo, isso ressalta uma das maiores limitações desses modelos de especiação, em função da dificuldade em se caracterizar o ligante orgânico presente.

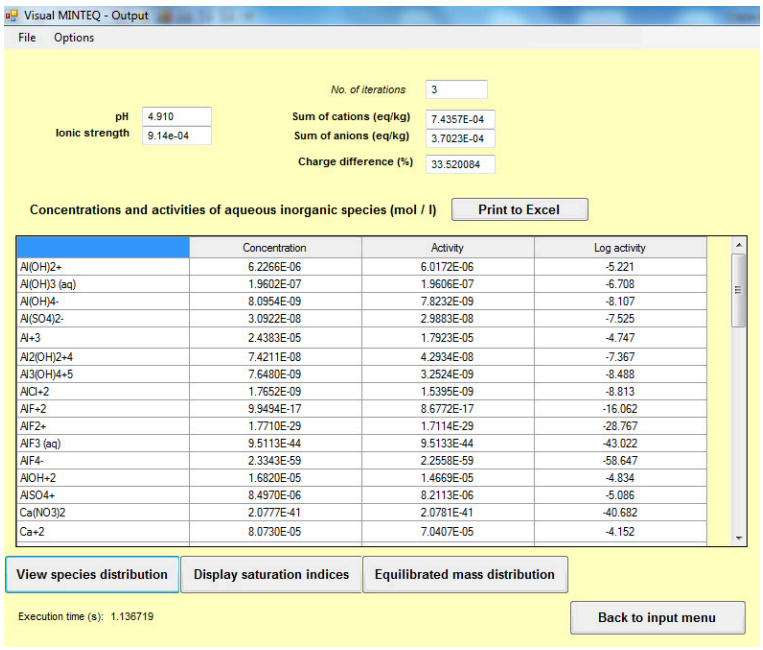


Figura 2. Saída de distribuição de espécies para a amostra Pasto sem incluir o COD.

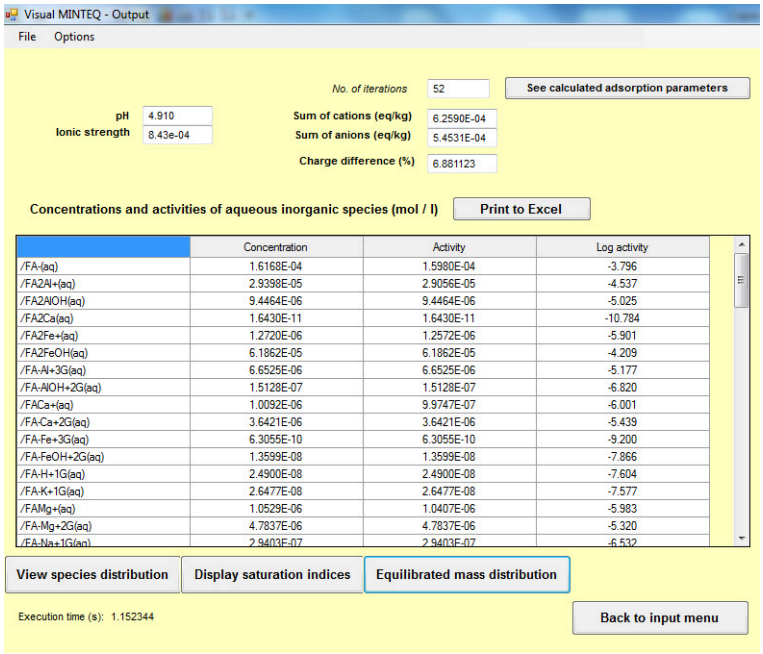


Figura 3. Saída de distribuição de espécies para a amostra Pasto incluindo o COD.

Outro ponto digno de nota diz respeito à distribuição de espécies de Al. Sem incluir o COD, observa-se que 43%, aproximadamente, do Al total encontrar-se-ía na forma do íon Al^{3+} que, sabidamente, tem potencial fitotóxico. Incluindo o COD, essa espécie já não ocorreria. Ou seja, em função do objetivo do trabalho, deve se atentar para os dados que são necessários inserir no modelo a fim de se obter a resposta cientificamente mais adequada.



CAPÍTULO 8

Microbiologia do Solo

Maria Laura Turino Mattos

1. INTRODUÇÃO

A microbiologia do solo é o estudo de organismos que vivem no solo, sendo o principal foco suas atividades metabólicas e tarefas no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes associadas a produtividades primárias. Adicionalmente, a disciplina aborda impactos ambientais positivos e negativos dos organismos do solo e os processos mediados pelos mesmos. Com o tempo, o escopo da microbiologia do solo foi gradualmente expandido de preocupações primárias com nitrogênio e matéria orgânica para áreas como enzimas do solo, microflora da rizosfera, microrganismos participando na formação estrutura do solo, degradação de agrotóxicos e outros produtos recalcitrantes, ecologia microbiana, transformação de metais e impactos microbianos sobre o meio ambiente. Além disso, a diversidade microbiana do solo, explorada por meio de técnicas tradicionais e avançadas, tem sido o foco para a busca de soluções tecnológicas a problemas no âmbito urbano e rural.

Após o isolamento por Beijerinck em 1888 de bactérias fixadoras de nitrogênio conhecidas como Rhizobium e o estabelecimento dos princípios de nitrificação e do modo de vida autotrófico pelo Winogradsky em 1890, caracterizando o início da bioquímica do solo, um número de novos fatores que influenciam a bioquímica e a microbiologia do solo são elucidados no segundo século. Entre esses, destacamos a influência da engenharia genética, o conhecimento que processos biológicos são afetados pelos principais problemas ambientais e a necessidade de desenvolvimento de uma agricultura e sistemas de manejo florestais altamente eficientes. Para tal, há necessidade de envolver a bioquímica e a microbiologia do solo com a biotecnologia, visando realizar a aplicação tecnológica da capacidade dos microrganismos (PAUL; CLARK, 1988).

Neste capítulo, inseriu-se uma reflexão suscinta da microbiologia do solo, abordando-se no texto microrganismos presentes e o seu envolvimento com reações químicas. Estudos de caso foram introduzidos com a cultura do arroz irrigado, visando à compreensão do papel dos microrganismos do solo no comportamento ambiental dos agrotóxicos. Foi enfocado o entendimento sobre as interações entre os microrganismos e os poluentes no ambiente; a biodegradação de agrotóxicos, bem como os efeitos que os parâmetros ambientais e agrotóxicos e sua estrutura têm sobre as reações de biodegradação.

Por fim, espera-se que este texto possa sensibilizar o leitor sobre a importância dos microrganismos do solo para vários processos fundamentais da agricultura que envolve a multidisciplinaridade e a transdisciplinaridade.

2. MICRORGANISMOS PRESENTES NO SOLO

Microrganismos do solo, em conjunto com a biota total e, especialmente, com a vegetação superior, constituem um dos cinco fatores que interagem na formação do solo; os outros quatros são clima, topografia, material parental e tempo. Os processos físicos e químicos de desagregação das rochas para finas partículas com grandes áreas de superfície e, acompanhado da perda de nutrientes das plantas, iniciam o processo de formação do solo. Os dois principais nutrientes que são deficientes nos estágios iniciais desse processo são carbono e nitrogênio. Por isso, os colonizadores iniciais do material parental do solo são usualmente organismos capazes de fotossintezar e fixar nitrogênio. Esses são predominantemente as cianobactérias, também conhecidas como algas azuis esverdeadas. Após o estabelecimento da vegetação superior, processos contínuos do solo produzem a mistura dinâmica de vida e morte das células, matéria orgânica do solo, e partículas minerais em pequenos tamanhos suficientemente para permitir íntimas interações coloidais características do solo (PAUL; CLARK, 1988).

Em termos de diversidade genética, o solo é o local de inúmeras e variadas populações de todos os tipos de microrganismos, sendo o reservatório final da maioria deles (CARDOSO, 1992). Além disso, contém bilhões de organismos, os quais têm funções e nichos ecológicos específicos, e cada um contribui para várias atividades bióticas no ambiente. Os maiores grupos de organismos do solo incluem vírus, bactérias, fungos, algas e macro fauna como artrópodes e protozoários. Esses organismos têm específicos nichos ecológicos e funções, e cada um contribui para várias atividades do ambiente. As bactérias e fungos são importantes nas transformações bioquímicas, principalmente de agrotóxicos. Populações destes organismos contêm grupos diversos que podem mediar um número infinito de transformações bioquímicas. A importância da microflora do solo é demonstrada pelos seus números e biomassa (Tabela 1) (PEPPER; JOSEPHSON, 1996 citados por PEPPER et al., 1996).

Tabela 1.
Estimativa da abundância de microrganismos do solo no ambiente.

Microrganismo	**Número** / g solo^{-1}	**Biomassa dentro da Zona Raízes** / kg ha^{-1}
Bactérias	10^8	500
Actinomicetos	10^7	500
Fungos	10^6	1500

Fonte: Pepper e Josephson (1996).

Em se tratando da diversidade de microrganismos no solo, cerca de 160.000 espécies são conhecidas e descritas na literatura. A cada ano, uma média de 1.700 e 120 novas espécies de fungos e bactérias, respectivamente, são descritas na literatura. Estimativas, consideradas por alguns como conservadoras apontam para um total em torno de 1,8 milhões de espécies (HAWKSWORTH, 1992 citado por COUTINHO et al., 2001). Contudo, talvez menos de 0,1 a 10% das espécies microbianas, dependendo do hábitat estudado, tenham sido descobertas e nomeadas até o presente (TRÜPER, 1992 citado por COUTINHO et al., 2001).

A população microbiana do solo existe em equilíbrio dinâmico formado pelas interações dos fatores bióticos e abióticos que podem ser alterados pelas modificações do meio ambiente. As bactérias são os organismos mais abundantes e os mais versáteis degradadores de agrotóxicos, com uma população que varia de 106 a 109

organismos g^{-1} solo. Os fungos ocorrem em menor número, 104 a 106 g^{-1} solo. O número total de actinomicetos no solo é cerca de 107 g^{-1} solo (HEAD et al., 1990).

A dominância e participação de bactérias em processos do solo baseadas em literaturas (CLARK; PAUL, 1988; PEPPER et al., 1996) podem ser tendenciosas pela facilidade de isolamento de espécies ou facilidade de seu cultivo *in vitro*. Esses autores citam que, no solo, há dominância dos gêneros de bactérias *Arhrobacter, Streptomyces, Pseudomonas e Bacillus*; de fungos *Penicillium, Aspergillus, Fusarium, Rhizoctonia, Alternaria* e *Rhizopus* e, de actinomicetos (tecnicamente classificados como bactérias) *Streptomyces*.

Em relação às ferramentas para classificação de microrganismos, existem avanços no desenvolvimento de novas técnicas. Azevedo (1998) destaca técnicas, não só como auxiliares na taxonomia microbiana como também na detecção de novos microrganismos como: eletroforese para isozimas, hibridizações DNA-DNa, técnicas de análise direta do DNA conhecidas por siglas como RFLP, PCR, RAPD, além do uso de eletroforese em campo pulsado para separar e determinar tamanho e número de cromossomos de microrganismos.

Ainda com relação às técnicas, Fungaro e Vieira (1998) ressaltam o uso da técnica de PCR (Reação de Polimerase em Cadeia) na detecção e identificação de microrganismos em ambientes naturais. Os autores apresentam metodologias que permitem detectar microrganismos em amostras obtidas de ambientes naturais, sem a necessidade de cultivá-los em laboratório, incluindo: microrganismos engenheirados liberados no ambiente, microrganismos selvagens no ambiente, microrganismos viáveis, mas não-cultiváveis.

No entanto, cabe salientar que, atualmente, menos de 1% da diversidade das espécies de microrganismos do solo são consideradas cultiváveis por técnicas tradicionais, sendo um problema que pode ser contornado por abordagens metagenômicas. Considerando que o nível da diversidade do solo é maior do que estimativas baseadas em métodos de extração de DNA, esforços são necessários para acessar um metagenôma total para estudos imparciais de ecologia microbiana (DELMONT et al., 2011). Porém, essas abordagens geram um número exorbitante de informações, sendo necessários avanços em bioinformática diante da adaptação à enorme quantidade de dados de seqüenciamento gerados (PESSOA FILHO, 2010).

3. MICRORGANISMOS DO SOLO ENVOLVIDOS EM PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO

Os microrganismos são capazes de degradar uma grande variedade de compostos, desde simples polissacarídeos, aminoácidos, proteínas, lipídios, aos materiais mais complexos, como resíduos de plantas, ceras e borrachas (látex). Também são capazes de degradar compostos químicos sintetizados pelo homem (TORSTENSSON, 1980). A introdução no solo de um composto contendo C, N ou P pode servir de nutriente e ser assim degradado por catabolismo ou, ainda ser degradado por co-metabolismo (MONTEIRO, 2001).

A perda da diversidade microbiana dos solos é prejudicial à conservação do ambiente, pois os microrganismos, além da capacidade de mineralizar compostos organoclorados, se constituem num recurso genético que pode ser usado para biorremediação ou biorrecuperação de solos contaminados por agrotóxicos. Inicialmente, testes de bancada em laboratório, com solos ou águas contaminadas, podem determinar a presença ou a ausência de microrganismos degradadores; certos testes podem também revelar fatores ambientais que limitam a biodegradação do agrotóxico, como pH extremamente baixo ou alto.

A capacidade para metabolizar compostos aromáticos e usá-los como fonte de carbono e energia para o crescimento é exibida por muitos microrganismos, sendo alguns mais ou menos versáteis do que outros, nas opções de enzimas e rotas bioquímicas que possuem à sua disposição. O metabolismo desses compostos é raramente restrito a uma simples espécie de microrganismo (LEE et al., 1984) e em condições de campo, nos solos, a interação de consórcios microbianos desempenha tarefa vital nas transformações de muitos agrotóxicos (SLATER eLOVATT, 1982).

A ocorrência e abundância de microrganismos em um ambiente são determinadas pela disponibilidade de nutrientes, bem como por vários fatores físico-químicos como pH, potencial redox, temperatura, textura e umidade do solo. Uma limitação imposta por alguns destes fatores pode inibir a biodegradação e, consequentemente, causar a persistência de um agrotóxico no ambiente.

A disponibilidade de oxigênio, conteúdo de matéria orgânica, disponibilidade de nitrogênio e biodisponibilidade são fatores particularmente significantes no controle da biodegradação de agrotóxicos. Em ecossistemas terrestres, existem três locais principais onde a contaminação pode ocorrer: superfície dos solos, zona não saturada (movimento da água não espontâneo), e zona saturada (movimento da água espontâneo). A

disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica varia nestas zonas, diminuindo com a profundidade; assim como a atividade de biodegradação.

A demonstração direta da biodegradação de um agrotóxico é realizada pelo isolamento de microrganismos do solo que possuam a capacidade de degradar os agrotóxicos em culturas puras ou consórcios microbianos.

A cinética de degradação de um agrotóxico por uma cultura pura ou consórcio microbiano, no qual o agrotóxico é a única fonte de carbono (C) e energia no meio, é estabelecida por: (1) uma fase inicial (fase lag) de adaptação dos microrganismos ao novo substrato; (2) uma fase de crescimento acelerado (fase log), em que há um grande consumo de energia; (3) uma fase estacionária, em que a multiplicação dos microrganismos é desacelerada pela diminuição da fonte de C (agrotóxico); e (4) uma fase de declínio ou morte, na qual há o esgotamento da fonte de carbono.

A biodegradação pode também ser acelerada como consequência de processos naturais de adaptação metabólica, afetando adversamente o controle de pragas, mas é um dos maiores mecanismos para a degradação e detoxificação no controle da poluição. As condições físicas e químicas do solo favoráveis à atividade microbiana poderão resultar no aparecimento da biodegradação acelerada (SILVA, 2001).

4. MICRORGANISMOS DO SOLO ENVOLVIDOS EM PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DE AGROTÓXICOS

Em diversos países, os principais gêneros de bactérias isolados de áreas cultivadas com arroz são: *Arthrobacter, Baccillus, Clostridium, Flavobacterium, Micrococcus, Mycobacterium e Pseudomonas* (ROGER; BHUIYAN, 1995, citados por PINGALI; ROGER (1995) (Tabela 2). Em um PLANOSSOLO HIDROMÓRFICO Eutrófico Típico (EMBRAPA, 1999) cultivado com arroz irrigado por inundação na Estação Experimental Terras Baixas (ETB) da Embrapa Clima Temperado, Mattos e Thomas (1996) identificaram uma bactéria degradadora do herbicida clomazona: *Pseudomonas fluorencens* (Figura 1). Também na ETB, fungos isolados de amostras de palha de arroz irrigado por inundação, coletadas de parcelas dessecadas com o herbicida glifosato, foram identificados como degradadores de glifosato: *Nigrospora sphaerica*, *Cochliobolus heterostrophus*, *Fusarium anthophilum* e *Micelia sterilia* (Figura 2) (MATTOS, 2001).

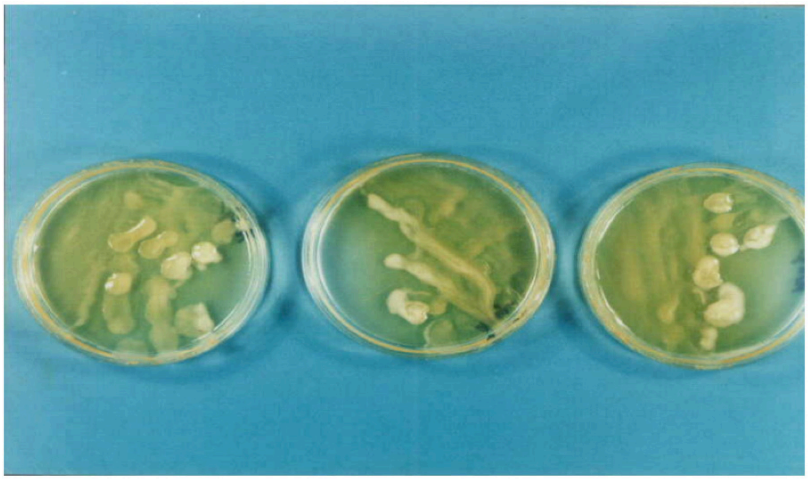


Figura 1. Plaqueamento de bactéria degradadora do herbicida clomazona: *Pseudomonas fluorencens*.

FOTO: Maria Laura Turino Mattos

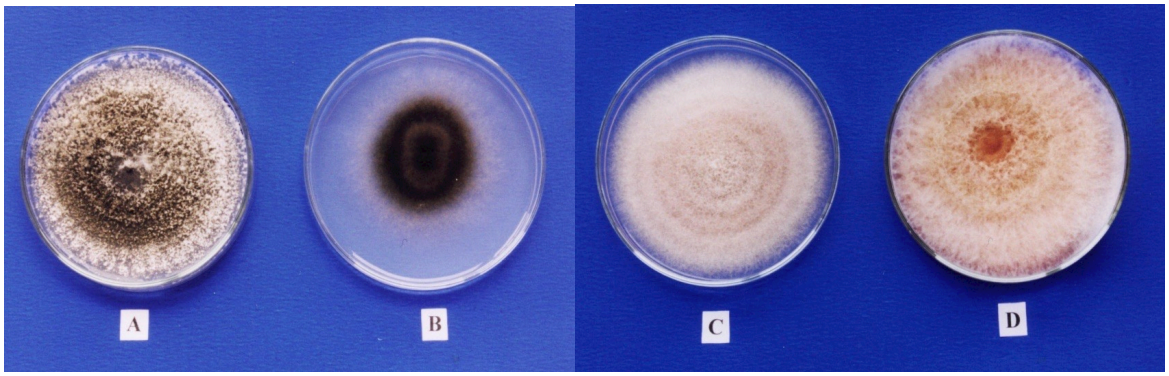


Figura 2. Plaqueamento de fungos degradadores do herbicida glifosato: *Nigrospora sphaerica* (A), *Cochliobolus heterostrophus* (B), *Fusarium anthophilum* (C) e *Micelia sterilia* (D).

FOTO: Maria Laura Turino Mattos

Em condições de terras altas, bactérias e fungos são considerados os principais responsáveis pelas transformações dos agrotóxicos nos solos. Em solos alagados, os fungos estão envolvidos, mas são provavelmente os

menos importantes que as microalgas que têm uma tarefa significante (RAO; SETHUNATHAN, 1974, citados por PINGALI; ROGER, 1995).

Na Coleção de Microrganismos Multifuncionais de Clima Temperado (CMMCT), podem ser encontradas 43 acessos (Tabela 3) que mostram eficácia na degradação de resíduos de seis herbicidas (clomazona, glifosato, quincloraque e pirazolsufuron-etil) e dois inseticidas (carbofurano e carbosulfano) (MATTOS et al., 2000), usados com frequência na cultura do arroz irrigado por inundação. Estes microrganismos podem ser usados para remediar solos e recursos hídricos contaminados por resíduos de agrotóxicos, bem como para indicar a presença de resíduos-traços em matrizes ambientais e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

Em estudos realizados por Mattos et al. (2003), visando conhecer a diversidade microbiana de solos hidromórficos de ecossistemas de terras baixas, foram identificadas 17 cepas bacterianas degradadoras de herbicidas e inseticidas, que encontram-se depositadas na CMMCT, Assim, em PLANOSSOLO HIDROMÓRFICO Eutrófico Típico e GLEYSSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico foram identificadas bactérias degradadoras de clomazona: uma espécie da Família Enterobacteriaceae e duas linhagens de *Bacillus megaterium*, de glifosato: duas espécies de *Pseudomonas* e uma espécie de *Sinorhizobium* ainda não descritas na literatura, de pirazolsufuorn-etil: seis espécies de *Pseudomonas* e uma de *Raoultella planticola* e cinco espécies de *Pseudomonas* degradadoras de carbofurano. Os resultados demonstraram uma rica diversidade de espécies bacterianas degradadoras de agrotóxicos, com predominância do gênero *Pseudomonas* em solos hidromórficos.

A diversidade microbiana, presente nos solos de lavouras de arroz irrigado, contribui efetivamente para que este sistema de produção não contamine os recursos solo e água. Na rizosfera das plantas de arroz irrigado, existem microrganismos (bactérias, fungos e actinomicetos) que, por meio de seus exsudatos, formam biofilmes que funcionam como um filtro onde os resíduos de agrotóxicos são degradados. Esta condição, associada com a flora e a fauna aquáticas estabelecidas neste ecossistema, reduz os impactos ambientais decorrentes do uso de agrotóxicos nestas lavouras.

É constatado que, na rizosfera, os processos degradativos microbiológicos operam mais rapidamente do que os químicos. Desse modo, a degradação é modelada na zona das raízes, primariamente como um processo biológico. Na zona subterrânea, ou na superfície do solo, as rotas de degradação química são mais importantes (TORSTENSSON, 1980).

Tabela 2.
Microrganismos degradadores de agrotóxicos isolados de campos de arroz.

Agrotóxico	Microrganismo	Referência
Hexacloro benzeno	*Clostridium* sp.	Sethunathan et al., 1969
Carbaril	*Pseudomonas cepacia*	Venkateswarlu et al., 1980
Carbofurano	*Arthrobacter* sp.	Rajagopal et al., 1984
	Bacillus sp.	Rajagopal et al., 1984
	Micrococus sp.	Rajagopal et al., 1984
Diazinon	*Arthrobacter sp.*	Sethunathan & Pathak, 1971
	Arthrobacter sp.	Sethunathan; Adhya; Raghu, 1982
		Yoshida, 1975
	Flavobacterium	Sethunathan, 1972
	Flavobacterium sp.	Sethunathan & MacRae, 1969
	Steptomyces sp.	
Paration	*Bacillus* sp.	Siddaramappa et al., 1973
	Flavobacterium sp.	Sethunathan & Yoshida, 1973
	Pseudomonas sp.	Siddaramappa et al., 1973
Pentaclorofenol	*Mycobacterium* sp.	Suzuki, 1983
	Pseudomonas sp.	Watanabe, 1973

Fonte: Roger e Bhuiyan (1995)

Tabela 3.
Acessos de bactérias degradadoras de agrotóxicos isoladas de solos sob diferentes sistemas de manejo.

Agrotóxicos	Acessos	Sistemas de Manejo do Solo
Clomazona	13	cultivo mínimo[1], mata nativa[4], campo nativo
Glifosato	3	cultivo mínimo[1]
Quincloraque	6	cultivo mínimo[1]
Pirazolsufuron-etil	7	pré-germinado[2]
Carbofurano	6	convencional[3]
Carbosulfano	8	convencional[3]

[1] semeadura direta em solo previamente preparado
[2] semeadura de sementes pré-germinadas em solo alagado preparado com arações, gradagens, aplainamento e alisamento
[3] semeadura em solo envolvendo o preparo inicial com operações mais profundas e, o secundário com operações mais superficiais
Fonte: Mattos et al. (2000).

Em estudo com solos inundados sem plantas, menos do que 5,5% do ^{14}C de paration marcado foi liberado como $^{14}CO_2$, em duas semanas, enquanto que 22,5% foi liberado em solos plantados (RAJASEKHAR; SETHUNATHAN, 1983, citados por PINGALI; ROGER, 1995). Estes autores verificaram também que o efeito rizosférico sobre a decomposição de agrotóxicos não é devido somente à atividade microbiológica. A mineralização de paration na rizosfera de arroz foi mais pronunciada no estágio de 'seedling' do que nos estádios de máxima floração e iniciação da panícula; o grau do efeito rizosférico depende da cultivar de arroz e foi relacionado à atividade da enzima oxidase nas raízes de arroz, não dependendo, necessariamente, da biomassa da planta (RAJASEKHAR; SETHUNATHAN, 1983).

Quando é estabelecida uma comparação entre a estabilidade de agrotóxicos em solos inundados com solos não-inundados, observa-se uma maior persistência em solos não-inundados do que em inundados (WATANABE, 1973; SETHUNATHAN; SIDDARAMAPPA, 1978, citados por PINGALI; ROGER, 1995). Este comportamento é devido à relação entre o potencial redox do solo (Eh) e a degradação do agrotóxico.

Estudo sobre a relação entre o Eh e a taxa de degradação de trifluralina, usando um sistema para o controle do potencial redox de solos em suspensão, constatou que a exclusão de O_2 pela inundação do solo iniciou uma rápida degradação de trifluralina somente quando o Eh diminuiu para ventre +150 e +50 mV (WILLIS; WANDE; SOUTHWICK, 1974, citados por PINGALI; ROGER, 1995).

O Eh é a medida da tendência de um ambiente para oxidar ou reduzir um substrato. Assim, diferentes aceptores finais de elétrons que são necessários para organismos específicos estarão disponíveis nestas condições para organismos. A Tabela 4 ilustra o potencial redox nos quais vários substratos são reduzidos, e a atividade de diferentes grupos de microrganismos em um solo.

Tabela 4.
Potencial redox (Eh) nos quais os substratos são reduzidos no solo.

Potencial Redox / mV	Reação	Grupo de Microrganismo
+800	$O_2 \rightarrow H_2O$	Aeróbios
+740	$NO_3 \rightarrow N_2, N_2O$	Anaeróbios Facultativos
-220	$SO_4 \rightarrow S^{2-}$	Anaeróbios
-300	$CO_2 \rightarrow CH_4$	Anaeróbios

Fonte: Pepper e Josephson (1996)

Na revisão sobre degradação microbiana apresentada por ALEXANDER (1969), citada por BROWN (1978), 15 herbicidas estão tabulados com os nomes dos microrganismos identificados como seus degradadores.

A revisão de KAUFMAN; KEARNEY (1970) lista 42 espécies de bactérias e fungos degradadores de simazina (6-cloro-N,N'-dietil-1,3,5-triazina-2,4-diamina), atrazina [6-cloro-N-etil-N'-(1-metiletil)-1,3,5-triazina-2,4-diamina] e outros dez herbicidas. Espécies de 16 gêneros de bactérias, dois de actinomicetos e oito de fungos podem ser tabuladas pela sua capacidade de degradar 20 dos herbicidas mais comumente usados (BROWN, 1978) (Tabela 5).

Tabela 5.
Microrganismos do solo que degradam herbicidas de estrutura molecular simples.

Microrganismos	Herbicidas
BACTÉRIAS	
Achromobacter spp.	MCPA - 2,4,D - 2,4,5,T –
Agrobacterium sp.	Dalapon – TCA
Alcaligenes sp.	Dalapon
Arthrobacter globiformis	2,4,D
Arthrobacter spp.	MCPA-2,4D-Dalapon-TCA- Endothall
Azotobacter sp.	Allyl Alcohol
Brevibacterium sp.	2,4,5,T
Crynebacterium sp.	MCPA - 2,4,D – PCP
Flavobacterium spp.	MCPA - 2,4,D – Dalapon
Micrococcus sp.	Dalapon
Mycoplana sp.	MCPA - 2,4,D -2,4,5,T
Pseudomonas putida	Allyl Alcohol
P. dehalogenans	Dalapon - TCA -
P. cruciviae	2,4,D - 2,4,5,T – PCP
Pseudomonas spp	MCPA-2,4,D-Dalapon-TCA-. PCP
Sporocytophaga congregata	2,4,D
ACTINOMICETOS	
Nocardia spp.	2,4D-MCPB-Dapalon-TCA- Allyl Alcohol
Streptomyces spp.	2,4,D – Dalapon
FUNGOS	
Aspergillus niger	MCPA - 2,4,D – MCPB
Aspergillus sp.	Dalapon
Cephaloasca fragrans	PCP
Fusarium sp.	Dichlobenil
Geotrichum sp.	Dichlobenil
Penicillium spp.	Dalapon - PCP– Dichlobenil
Trichoderma viride	Dalapon – TCA
Trichoderma spp.	PCP - Dichlobenil - Allyl Alcohol

Fonte: Brown (1978)

Os agrotóxicos 2,4-D, parationa e carbofurano têm sido extensivamente estudados com respeito à degradação por microrganismos. Acessos bacterianos degradadoras desses agrotóxicos têm sido isoladas, bem como os genes responsáveis têm sido clonados e sequenciados. O acesso degradador mais estudada para 2,4-D é *Alcaligenes eutrophus* JMP134; para paration, são *Flavobacterium* sp. ATCC 27551 e *Pseudomonas diminuta* MG, e, para carbofurano, *Pseudomonas* spp., *Bacillus* sp., *Artrobacter* spp., *Micrococcus* sp., *Azospirullum lipoferum* e *Streptomyces* spp. (Head et al., 1990). O autor destaca que *Flavobacterium* sp. acesso MS2d, isolada do solo, também exibiu capacidade para degradar o inseticida carbofurano.

Uma comunidade microbiana (*Pseudomonas* sp., *Alcaligenes* sp., *Flavobacterium* sp., e *Acinetoabacter calcoaceticus*) isolada do sistema radicular do trigo, quando exposta repetidas vezes ao herbicida mecoprop [2-(2-metil-4-clorofenoxi)ácido propiônico], foi capaz de diminuir a fase de adaptação de 30 dias para menos de 24 horas, com uma taxa de crescimento específico de 0,087 h^{-1} (LAPPIN et al., 1985). Por sua vez, um consórcio composto de sete acessos de *Pseudomonas* spp., isolado de um solo tratado com alaclor [2-cloro-N-(2,6-dietil-fenil)-N-(metoximetil) acetamida], após um período de 84 dias de enriquecimento, foi capaz de transformar alaclor até a concentração de 50 g mL^{-1} (SUN et al., 1990).

Em outro estudo Oh e Tuovinen (1991) isolaram um consórcio bacteriano de um solo com histórico prévio de tratamento com os herbicidas fenoxi 2,4-diclorofenoxi ácido acético (2,4-D) e 2-(2-metil-4-clorofenoxi)ácido propiônico (MCPP). Em cultivos com pH ajustado, o 2,4-D foi degradado pelo consórcio, enquanto que somente cerca de 40% do 2,4-D foi utilizado quando não foi feito o ajuste de pH (3,5-3,7).

Já foi demonstrado que *Pseudomona*s sp. cepa CLZG1, isolada da rizosfera do arroz cultivado em sistema de inundação, apresenta alta taxa de crescimento específico (μ) e tempo de geração (T*g*) , na presença de 200 mg L^{-1} de formulação contendo clomazona como única fonte de carbono (MATTOS; THOMAS , 1996). Os pesquisadores verificaram que isso se refletiu em maior número de células na fase de crescimento exponencial.

A versatilidade bioquímica observada em espécies do gênero *Pseudomonas* é ampliada pela presença de plasmídeos degradadores, os quais são elementos extracromossômicos que codificam enzimas necessárias ao catabolismo desses compostos.

Bactérias do gênero *Pseudomonas* têm a capacidade de utilizar um grande número de compostos orgânicos complexos e raros como fonte de carbono e energia. Além disso, *Pseudomonas* são capazes de desenvolver

rapidamente novas atividades metabólicas em resposta a mudanças nas condições ambientais (BARBIERI, 1990). Como exemplo, espécies de *Pseudomonas* degradadoras de carbofurano acumulam polihidroxibutirato (PHB) a partir da utilização de sacarose como substrato (CROCHEMORE et al., 2012).

Em trabalho realizado por Mattos e Thomas (1997), no qual foi avaliada a interação da população microbiana de um Planossolo cultivado com arroz irrigado, com o herbicida clomazona, os dados caracterizaram a detecção de duas populações de microrganismos, uma sensível e outra resistente a doses superiores e inferiores a 200 mg L^{-1} de uma formulação comercial contendo clomazona.

Os resultados da investigação de Mervosh et al. (1995) sugerem que a mineralização do clomazona (formulação CE) pela cepa CLZG1 (MATTOS et al., 1997), tenha ocorrido após 28 dias de cultivo em fermentador, com uma temperatura de 30 °C , quando se verificou uma redução de 64,60% no valor da área do pico de clomazona, sendo estes resultados similares aos obtidos no trabalho destes autores.

A obtenção de bactérias degradadoras dos herbicidas clomazona (formulação 360 CS) e quincloraque, em solo cultivado com arroz irrigado, no RS, foi objeto de um estudo realizado por Mattos et al. (1999). Os autores constataram a existência de bactérias degradadoras desses herbicidas em sistema de produção de arroz irrigado no qual houve uso frequente destes.

A degradação do herbicida clomazona por uma espécie de *Pseudomonas* pode, inicialmente, indicar que outros componentes da população microbiana também possam degradar este herbicida. Esta abordagem ressalta a importância da manutenção da diversidade microbiana nos solos, como forma de preservar este recurso natural, permitindo a exploração de uma agricultura sustentável econômica e ambientalmente.

Em estudo de avaliação da degradação do herbicida diuron utilizando extração em fase sólida, linhagens de *Acinetobacter baumanni* apresentaram, em cultura pura, capacidade de degradação desse ingrediente ativo (ROQUE et al., 1998).

O herbicida atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-1,3,5-triazina) é usado extensivamente em muitas partes do mundo para o controle de várias plantas daninhas, principalmente em sistemas de produção de milho. No RS, o manejo do arroz-vermelho tem sido realizado por meio de rotação de culturas e do uso de herbicidas, entre os quais se destaca a utilização de atrazina. Existem algumas evidências de que a atrazina possa ser um químico agressor do sistema endócrino animal (MOORE; WARING, 1998). Níveis-traços de resíduos de atrazina são frequentemente

detectados em amostras de águas superficiais e poços artesianos (GOODRICH et al., 1991). Uma vez em aquíferos, a atrazina é persistente (WIDMER; SPALDING, 1995). Por essa razão, existe um grande interesse em desenvolver sistemas agrícolas que utilizem práticas de manejo as quais minimizem o potencial de poluição das fontes de águas superficiais e subterrâneas, pela atrazina (TOPP et al., 2000).

Existem vários relatos da rápida mineralização de atrazina em solos agrícolas (BARRIUSO et al., 1996; GAN et al., 1996; TOPP et al., 1996; VANDERHEYDEN et al., 1997, citados por TOPP et al., 2000), e uma grande variedade de bactérias mineralizadoras de atrazina, incluindo membros do gênero *Pseudomonas*, *Acinetobacter* e *Agrobacterium*, têm sido isoladas de solos com uso frequente desse herbicida (ASSAF; TURCO, 1994); MANDELBAUM et al., 1995; MIRGAIN et al., 1993; RADOSEVICH et al., 1995; STRUTHERS et al., 1998; YANZE-KONTCHOU; GSCHWIND, 1994, citados por TOPP et al., 2000). *Nocardioides* sp., isolada de solos tratados com atrazina, degrada uma série de herbicidas *s*-triazinas por meio de uma nova hidrolase *s*-triazina (TOPP et al., 2000).

Algumas bactérias isoladas capazes de degradar atrazina têm sido classificadas como anaeróbias facultativas (JESSEE et al., 1983) que podem reduzir nitrato. A taxa de degradação de atrazina é mais lenta sob condições de baixa oxigenação do que sob condições aeróbias em sedimentos de estuários e de áreas alagadas (CHUNG et al., 1995; RO; CHUNG, 1995, citados por PAPIERNIK; SPALDING, 1998).

Com relação ao espectro de microrganismos, não é exagero afirmar que a maioria dos xenobióticos pode ser metabolizada — embora, em diferentes graus — sob condições apropriadas desde que, naturalmente, o composto não seja tóxico letalmente. No entanto, compostos normalmente tóxicos como monóxido de carbono, cyanida, tolueno e fluoroacetato podem ser metabolizados por bactérias (NEILSON, 1994).

5. REAÇÕES QUÍMICAS ENVOLVENDO OS MICRORGANISMOS

Do ponto de vista químico, microrganismos poderiam ser vistos simplesmente como catalisadores de reatores químicos. Porém, microrganismos cada vez mais são utilizados como catalisadores de reações químicas específicas, visto às dificuldades de instabilidade ou esterilidade dos substratos ou produtos, não podem ser realizadas economicamente por meios estritamente químicos. Procedimentos de imobilização de micróbios ou enzimas produzidas por microrganismos já tornou possível o desenvolvimento de processos de fluxo contínuo com baixo custo. Também o uso de microrganismos para os seguintes tipos de processos podem ser considerados (CRUEGER; CRUEGER, 1982):

- Produção de biomassa microbina

- Produção de metabólitos primários e secundários

- Biotransformação de químicos

- Produção de substâncias não microbianas por organismos geneticamente modificados

As transformações sofridas pelos contaminantes orgânicos no solo, mediada pelos microrganismos, vão de simples remoção de átomos à completa mineralização, como resultado de reações bioquímicas (enzimas) diversas do tipo oxidativas, redutivas e hidrolíticas, dos seguintes modos: (a) diretamente no metabolismo celular central para moléculas com massa molar menor que 600, pelo qual os microrganismos obtêm energia e carbono para o crescimento (catabolismo); (b) transformação catalisada por enzimas extracelulares que geram metabólitos com estrutura química mais simples e facilmente metabolizada e, (c) por meio de transformações incidentes de processos metabólitos periféricos chamados “co-metabolismos”. Neste caso, a transformação é feita por um único microrganismo que não ganha energia ou nenhum benefício dessa transformação para o crescimento (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000).

As transformações microbianas envolvem a oxidação de compostos orgânicos pela introdução de um grupo carboxílico derivado do oxigênio molecular, sendo reações catalizadas por enzimas não específicas monooxigenase e dioxigenase que inserem um ou ambos os átomos de oxigênio molecular no substrato. Como exemplo, enzimas oxigenases podem catalizar a remoção de ampla variedade de substituintes como caboxil, nitro, cloro, éter e frações sulfônicas. As hidrolases microbianas, certas como esterases, fosfatases e lípases podem ser usadas para detoxificar ou solubilizar uma variedade de contaminantes. A dehalogenação redutiva, onde o halogênio é substituído por um hidrogênio, sob condições sulfogênicas e metanogênicas, é catalizada por uma variedade de sistemas microbianos anaeróbios. Por sua vez, muitos microrganismos sintetizam enzimas que catalizam a redução de grupos nitro para o nível amino. Como exemplo, dinitrotolueno para diaminotolueno. Essa redução pode ocorrer sob condições aeróbias e anaeróbias e, frequentemente, produzem metabólitos resistentes para futura degradação (ANDERSON, 1995).

Com relação à degradação aeróbia de compostos aromáticos pelos microrganismos, a capacidade para metabolizá-los e usá-los como fonte de carbono e energia para o crescimento é exibida por muitos, sendo alguns mais ou menos versáteis do que outros nas opções de enzimas e rotas bioquímicas que possuem à sua disposição. Essa geração de energia durante o metabolismo reflete a variedade de reações químicas realizadas pelos microrganismos na

transformação das moléculas e elementos químicos para sintetizar compostos e acoplar reações que permitem a construção das estruturas celulares, catalisadas por enzimas.

Enzimas necessárias para o metabolismo de um substrato podem ser induzidas pelo crescimento sobre compostos estruturalmente não relatados. Como exemplo, é a degradação de tricloroetileno por diferentes cepas de *Pseudomonas sp.,* que crescem na presença de fenol ou com tolueno (NEILSON, 1994).

Os processos de humificação e mineralização dos restos orgânicos também ocorrem sob a ação de enzimas específicas que são encontradas no solo, liberadas por animais, raízes de plantas e microrganismos ou ainda, estão presentes nas células mortas de restos orgânicos, sendo denominadas de exoenzimas. Por sua vez, as endoenzimas agem nas células microbianas em proliferação (CERRI et al., 1992).

No solo, os grupos enzimáticos mais importantes são: asparaginase, celulase, deamidase, desidrogenase, glicosidade, lipase, nucleotidase, fenoloxidase, fosfatase, fitase, protease, pirofosfatase e urease. Essas enzimas são aprisionadas nos colóides inorgânicos e orgânicos do solo. Por essa razão, o solo tem um grande reservatório de enzimas extracelulares não diretamente associadas com a biomassa microbiana (PAUL; CLARK, 1988).

Compostos orgânicos de origem vegetal caracterizam-se pela natureza variada e complexa, sendo dominados pelos carboidratos, principalmente celulose e lignina, pelos compostos nitrogenados, como proteínas e aminoácidos, além de outros constituintes menores, que sofrem transformações bioquímicas diversas, mediadas pelos microrganismos e suas enzimas (SIQUEIRA; FRANCO, 1988), por exemplo, a ciclagem de nutrientes em solos.

As atividades das enzimas associadas ao ciclo do carbono (glucosidase), do fósforo (fosfatase ácida) e do enxofre (arilsulfatase) são indicadores biológicos sensíveis para identificar alterações no solo de acordo com os diferentes sistemas de uso da terra (MATSUOKA et al., 2003), bem como para a ciclagem de nutrientes. Com relação ás enzimas do ciclo do nitrogênio, como nitrato redutase, nitrogenase e glutamina sintetase, essas podem auxiliar programas de seleção genética de plantas visando maior eficiência na utilização do nitrogênio (N). Como exemplo, a determinação da atividade da enzima glutamina sintetase utilizada como parâmetro na seleção genética de milho (MACHADO et al., 2002).

Microrganismos ou suas enzimas são ainda aplicáveis no âmbito industrial em processos biotecnológicos. Destacamos particularmente os termórfilos, alcalófilos, acidófilos, halófilos, barófilos e psicrófilos, embora outros grupos de microrganismos de “ambientes extremos” como cepas resistentes a radiação e metais pesados também possuem

tarefas potencialmente significantes na biotecnologia. No grupo de enzimas destacamos as proteases, celulases, amilases, β-galactosidases, ciclodextrin glicosiltransferase, glucose isomerase, álcool dehidrogenase, hidrogenases, endonucleases restritivas, L-asparagina, pectinases, xilanases, nucleases e malato dehidrogenase, que são exploradas comercialmente em vários processos industriais e ambientais (HEBERT; COLD, 1986).

De acordo com a classificação internacional, as enzimas são agrupadas em seis grandes classes (Tabela 6) baseadas no tipo de reação que é catalisada (PELCZAR et al., 1980):

Tabela 6.
Principais classes de enzimas e suas reações químicas catalisadas.

Classes	Reações Catalisadas
Óxido-redutase (exemplo: desidrogenase alcoólica)	reações de transferência de elétrons
Transferase (exemplo: transcetolase)	transferência de grupos funcionais
Hidrolase (exemplo: galactosidade)	reações de hidrólise
Liase (exemplo: aconitato-hidratase)	adição a ligações simples
Isomerase (exemplo: triose-fosfato isomerase)	reações de isomerização
Ligase (exemplo: acetilcoenzima A carboxilase) (sintetase)	formação de ligações com clivagem de ATP

Fonte: Pelczar et al., 1980

Essas enzimas responsáveis pela catálise das reações associadas com o processo vital são afetadas pelas condições físicas e químicas do meio, do substrato e outros fatores que influenciam o crescimento dos microrganismos. Assim como há um pH e uma temperatura ótimos para haver crescimento, estes são os ótimos de pH e temperatura para a atividade de cada enzima e para o total de enzimas que a célula produzirá (PELCZAR et al., 1980).

Em estudo de Alexandrino et al. (2007), foram utilizados resíduos de laranja como substrato para a obtenção de enzimas hidrolíticas e oxidativas envolvidas na degradação de materiais lignocelulósicos, tais como: lacase, manganês peroxidase, xilanase e endo-1,4-glucanase, por *Pleurotus ostreatus*. Além do desenvolvimento do fungo no resíduo, esse meio proporcionou a obtenção de elevadas atividades de enzimas com grande potencial de uso industrial, especialmente lacase e manganês peroxidase.

A seleção de enzimas e microrganismos para aplicações em processos industriais a partir de resíduos agrícolas, por ser economicamente viável e de grande interesse, tem sido investigado por vários autores (MELO et. al., 1996; SETTE; DURAN, 1996; AOKI; DURAN, 1996).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os microrganismos do solo, em função de suas importantes funcionalidades, cada vez mais serão prospectados para aplicações na agricultura e indústria, e com grande potencial de expansão para outros setores, devido às novas tendências de produção que buscam a redução de custos, a segurança dos alimentos e do ambiente. As exigências da sociedade impulsionam os estudos para a busca de soluções tecnológicas de forma sustentável, onde o uso de microrganismos para a realização de reações químicas pode ser explorado como uma ferramenta moderna e versátil nas investigações químicas. Em especial, podem ser usados para a degradação de compostos orgânicos e recuperação de recursos hídricos, edáficos contaminados por químicos. Finalmente, acredita-se que somente com a conservação dos solos é que a diversidade desse recurso genético poderá ser conhecida e explorada em sua magnitude, promovendo o aumento do desenvolvimento de processos tecnológicos.

AGRADECIMENTOS

Aos pesquisadores *Luis Antonio Suita de Castro* e *José Francisco da Silva Martins*, pela revisão do capítulo.

LITERATURA RECOMENDADA

ACCIOLY, A. M. A; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; V. ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo / publicação da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. - vol.1, (2000) - Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. 352 p.

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. New York: J. Wiley and Sons, 1961. 472 p.

ALEXANDRINO, A. M. Aproveitamento do resíduo de laranja para a produção de enzimas lignocelulolíticas por Pleurotus ostreatus (Jack:Fr). **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 27, n. 2, p. 364-368, 2007.

AOKI, A. H.; DURRANT, L. R.; Seleção de microrganismos ligninolíticos e estudo da produção das enzimas lignocelulolíticas. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1996. Campinas. ***Anais***. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 256p. (Embrapa-CNPMA. Documento, 5).

AZEVEDO, J. L. Biodiversidade microbiana e potencial biotecnológico. In: MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. de **Ecologia microbiana**. Jaguariuna: Embrapa-CNPMA, 1998, p. 445-461.

BARBIERI, S. M. Regulation and expression of degradative plasmids in *Pseudomonas*. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 42, n. 5/6, p. 317-324, 1990.

BETTS, W.B. **Biodegradation: natural and synthetic materials**. London: Springer-Verlag, 1991. 238 p.

BROWN, A. W. A. **Ecology of pesticides**, New York : J. Wiley, 1978. 525 p.

CARDOSO, E. J. B. N. Ecologia microbiana do solo. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas : Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 33-57.

COUTINHO, H. L. C.; OLIVEIRA, V. M.; MANFIO, G. P. Diversidade microbiana em amostras ambientais. In: GARAY, I. E. G.; DIAS, B. F. S. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicias: avanços concentuais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Petrópolis: Editora Vozes, 2001. 430 p.

CROCHEMORE, A. G.; MATTOS, M. L. T.; VENDRUSCOLO, C. T.; CASTRO, L. A. S. de; MOREIRA, A. S. Identification of pesticide-degrading Pseudomonas strains as poly- β-hydroxybutyrate producers. **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 85, p. 15144-15149. 2012.

CRUEGER, W; CRUEGER, A. **Biotechnology: a textbook of industrial microbiology**. Madison: Science Tech. 1982. 308 p.

DELMONT, T. O.; ROBE, P.; CECILLON, S.; CLARK, I. M.; CONSTANCIAS, F.; SIMONET, P.; HIRSCH, P. R.; VOGEL, T. M. Accessing the oil metagenome for studies of microbial diversit. **Applied Environmental Microbiology**, v. 77 n. 4, p. 1315-1324. 2011.

FUNGARO, M. H. P.; VIEIRA, M. L. C. Aplicações da PCR em ecologia microbiana. In: MELO, I. S. de; AZEVEDO, J. L. de **Ecologia microbiana**. Jaguariuna: Embrapa-CNPMA, 1998, p. 445-461.

GOODRICH, J. A., LYKINS, B. W., CLARK, R. M. Drinking water from agriculturally contaminated ground water. **Journal Environmental Quality**, Madison, 20, p. 707-717, 1991.

HEAD, I. M.; CAIN, R. B.; SUETT, D. L. Molecular aspects of enhanced microbial degradation of pesticides. In: BRIGHTON CROP PROTECTION CONFERENCE–PESTS AND DISEASES, 3., 1990, **Proceedings...** 1990. p. 907-916.

HERT, R. A.; COLD, G. A. (Ed.). **Microbes in extreme environments.** London: Academic Press, 1986. 329 p. (Special publications of the Society for General Microbiology, 17).

JESSEE, J. A.; BENOIT, R. E.; HENDRICKS, A. C.; ALLEN, G. C.; NEAL, J. L. Anaerobic degradation of cyanuric acid, cysteine, and atrazine by a facultative anaerobic bacterium. **Applied Environmental Microbiology**, Washington, v. 45, p. 97-102, 1983.

KAUFMAN, D. D.; KEARNEY, P. C. **Microbial transformations in the soil**. New York: Dekker, p. 29-60, 1970.

LAPPIN, H. M.; GREAVES, M. P.; SLATER, H. Degradation of the herbicide mecoprop [2-(2-methyl-4-chlorophenoxy) propionic acid] by a synergistic microbial community. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 49, n. 2, p. 429-33, 1985.

LEE, A. EPTC degrading microorganisms isolated from a soil previously exposed to EPTC. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.16, p. 907-915, 1984.

MATSUOKA, M; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, n. 3, Viçosa, 2003.

MATTOS, M. L. T.; THOMAS, R. W. S. P. Degradation of the herbicide clomazone by *Pseudomonas fluorescens*. In: INTERNATIONAL BIODETERIORATION AND BIODEGRADATION SYMPOSIUM, 10., 1996, Hamburg. **Anais...** Hamburg: Dechema, 1996. p. 623-630.

MATTOS, M. L. T.; THOMAS, R. W. S. P. População bacteriana em solo cultivado com arroz irrigado e tratado com o herbicida clomazone. In: REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 22., 1997, Balneário Camboriú. **Anais...** Itajaí: EPAGRI, 1997. p. 556.

MATTOS, M. L. T.; THOMAS, R. W. S. P.; PERALBA, M. C. R.; AYRES, S. S. Obtenção de bactérias degradadoras de herbicidas no sistema plantio direto de arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 1., REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 23., 1999, Pelotas. **Anais...** Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 1999. p. 693-696.

MATTOS, M. L. T.; SANTOS, S. C. A.; SANTOS, F. O.; SANTOS, F. M.; MALÜK, L. S. Coleção de culturas de bactérias degradadoras de pesticidas da Embrapa Clima Temperado. **Agropecuária Clima Temperado,** Pelotas, v. 3, n. 2, p. 261-268, 2000.

MATTOS, M. L. T.; MACHADO, M. I.; SANTOS, F. O.; MARTINS, F. S.; SANTOS, S. C. A. Microrganismos do solo envolvidos na degradação dos herbicidas clomazone e glifosate, em lavouras de arroz irrigado, no Rio Grande do Sul. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 2., 2001, Campinas. **Resumos...** Campinas: EMBRAPA-CNPMA, 2001. p. 361-364.

MATTOS, M. L. T.; SANTOS, S. C A.; SANTOS, F. O.; SANTOS, F. M. Diversidade bacteriana em solos hidromórficos do ecossistema terras baixas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: UNESP, 2003. 1 CD-ROM.

MELO, I. S.; FAULL, J. L.; GRAEME-COOK, K. A. Isolamento de linhagens melhoradas de *Trichoderma harzianum* para degradação de celulose. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1996. Campinas. ***Anais***. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 256p. (Embrapa-CNPMA. Documento, 5).

MERVOSH, T. L.; SIMS, G. K.; STOLLER, E. W. Clomazone fate in soil as affected by microbial activity, temperature, and soil moisture. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 43, n. 2, p. 537-5443, 1995.

MONTEIRO, R. T. R Biodegradação de pesticidas em solos brasileiros. In: MELO, I. S. de; SILVA, C. M. M. S.; SPESSOTO, A. **Biodegradação**. Jaguariuna, 2001. p. 1-14.

MOORE, A.; WARING, C. P. Mechanistic effects of a triazine pesticide on reproductive endocrine function in mature male Atlantic salmon (Salmo salar L.). **Parr. Pesticide Biochemistry Physiology**, New York, v. 62, p. 41-50, 1998.

NEILSON, A. H. **Organic chemicals in the aquatic environment: distribution, persistence, and toxicity.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. 438 p.

OH, K.H.; TUOVINEN, O.H. Bacterial degradation of phenoxi herbicide mixtures 2,4-D and MCPP. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 47, p. 222-29, 1991.

PAPIERNIK, S. K.; SPALDING, R. F. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine persistence measured in groundwater in situ under low-oxygen conditions. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 46, p. 749-754, 1998.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry.** San Diego: Academic Press, INC., 1988. 275 p.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. **Microbiologia**. São Paulo: MacGRAW-HILL, 1980. 547 p.

PEPPER, I.L.; GERBA, C.P.; BRUSSEAU, M.L., ed. **Pollution science**. London: Academic Press, 1996. 397 p.

PESSOA FILHO, M. A. C. P. de Metagenômica e sua aplicação no estudo de diversidade e função de microrganismos de solo do Cerrado / Marco Aurélio Caldas de Pinho Pessoa Filho — Planaltina, DF : Embrapa Cerrados, 2010. 29 p. — (Documentos / Embrapa Cerrados, 284).

PINGALI, P. L.; ROGER, P. A. ed. **Impact of pesticides on farmer health and the rice environmental**, Philippines: Kluwer Academic Publishers, 1995. 664 p.

PROCESS identification and description. In: ANDERSON, W. C. (Ed.). **Bioremediation.** Alexandria : Water Environment Federation, 1995. (Innovative site remediation technology, 1). p. 3.1-3.155.

ROQUE, M. R. de A.; FERRACINI, V. L.; MELO, I. S. de. **Avaliação da degradação do herbicida diuron utilizando extração em fase sólida.** Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 1998. 15 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa, 3).

SETTE, L. D.; DURRANT, L. R. Enzimas ligninolíticas produzidas por fungos cultivados sob condição microaeróbica. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1996. Campinas. ***Anais.*** Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1996. 256p. (Embrapa-CNPMA. Documento, 5).

SILVA, C. M. M. S. O fenômeno da biodegradação acelerada de pesticidas. In: MELO, I. S. de; SILVA, C. M. M. S.; SPESSOTO, A. **Biodegradação**. Jaguariuna, 2001. p. 1-14.

SLATER, J. H.; LOVATT, D. Biodegradation and the significance of microbial communities. In: GIBSON, D.T., ed. **Biochemistry of Microbial Degradation**, New York: M. Dekker. 1982. pp. 439-485.

SUN, H. L.; SHEETS, T. J.; CORBIN, F. T. Transformation of alachlor by microbial communities. **Weed Science**, Champaign, v. 38, p. 416-20, 1990.

TOPP, E.; ZHU, H.; NOUR, S. M.; HOUOT, S.; LEWIS, M.; CUPPELS, D. Characterization of a atrazine degrading *Pseudaminobacter* sp. isolated from Canadian and French agricultural soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 66, p. 2773-2782, 2000.

TORSTENSSON, L. Role of microorganisms in decomposition. In: HANCE, R.J., ed. **Interactions between herbicides and the soil**. London: Academic Press, 1980. 349 p.

WIDMER, S. K.; SPALDING, R. F. A natural gradie9ont transport study of selected herbicides. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, p. 445-453, 1995.



CAPÍTULO 9

Matéria Orgânica do Solo

Tony Jarbas da Cunha
Alessandra Monteiro Salviano Mendes
Vanderlise Giongo

1. ORIGEM E NATUREZA DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

A matéria orgânica do solo (MOS) provém, em quase sua totalidade, dos organismos vegetais, cuja composição varia entre as diferentes espécies vegetais e, dentro da mesma espécie, com a idade da plana e animais existentes no solo. A matéria orgânica do solo pode ser definida com todo material orgânico, vegetal ou animal (liteira, fragmentos de resíduos, biomassa microbiana, compostos solúveis e a matéria orgânica ligada intimamente aos argilomirenais do solo (Stevenson, 1994). A vegetação representa o material a partir do qual ela principalmente se origina. A fração orgânica do solo constitui um sistema muito complexo em que se encontram resíduos das plantas e animais em vários graus de decomposição, produtos excretados pelos organismos vivos e produtos de síntese originados à custa dos anteriores; inclui, além disso, micro-organismos vivos que não é possível distinguir e separar do

material orgânico morto. Para Roscoe & Machado (2002), podem ser incluídas todas as substâncias resultantes da decomposição de plantas aquáticas e terrestres (inclusive turfeiras), além da biomassa total do solo.

Apesar de se encontrar diferenças entre as espécies, ocorre certa constância entre os componentes básicos das plantas, variando o percentual dos constituintes estruturais. Segundo Waksman (1936), em termos percentuais de peso do vegetal seco, os componentes dos vegetais são, comumente, divididos em seis grandes grupos: (1) Celulose (15 – 60%); (2) Hemicelulose (10 -30%); (3) Lignina (5 – 30%); (4) Fração solúvel em água (5 – 30% incluindo açucares, amino ácidos e ácidos alifáticos); (5) Fração solúvel em éter ou em álcool (1 – 15% incluído gorduras, óleos e ceras) e (6) Proteínas (1- 10%). Por outro lado, Dick et al., (2009), reportam que 90 % da estrutura da MOS é composta de carbono, oxigênio, nitrogênio e hidrogênio (em média 55, 34, 3 e 5%, respectivamente).

Os constituintes minerais usualmente encontrados na cinza variam de 1 – 12%. A idade da planta influencia na proporção relativa dos componentes. Assim, plantas mais jovens são mais ricas em proteínas, minerais e na fração solúvel em água, enquanto, à medida que a planta envelhece, as frações celulose, hemicelulose e ligninas aumentam. Durante a decomposição da matéria orgânica pela ação de enzimas e micro-organismos, alguns componentes são mais prontamente utilizados do que outros. A fração solúvel em água e proteínas são os primeiros compostos a serem metabolizados. A celulose e hemicelulose não desaparecem com a mesma intensidade, sendo a permanência destes compostos no solo muito curta. As ligninas são altamente resistentes, tornando-se, às vezes, relativamente mais abundantes na matéria orgânica em decomposição. A relação carbono/nitrogênio (C:N) pode determinar a cinética de decomposição.

Deve-se considerar a dinâmica da relação C:N sob dois aspectos: (a) relação C:N dos micro-organismos e (b) relação C:N da matéria orgânica. No primeiro caso, verifica-se que a relação C:N das células microbianas varia bastante. Em termos médios pode-se considerar que nos fungos essa relação está em torno de 10:1, nos actinomicetos em torno de 8:1, nas bactérias aeróbicas igual a 5:1 e nas bactérias anaeróbicas igual a 6:1.

A MOS é a principal fonte de carbono (C) para os micro-organismos, porém, nem todo C da matéria orgânica é transformado em célula microbiana. Grande parte se perde sob a forma de CO_2 decorrente de sua mineralização. A quantidade de C da matéria orgânica, assimilável pelos micro-organismos do solo, é variável segundo o micro-organismo ou grupos de micro-organismos considerados. Em termos percentuais, têm-se os seguintes coeficientes assimilatórios do carbono orgânico total (COT): fungos (30 – 40%); actinomiceteos (15 – 30%) e bactérias (1 – 15%). Na prática, considera-se o coeficiente assimilatório do carbono orgânico em torno de 35%.

2. EVOLUÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

No que se refere à evolução, o ciclo da decomposição da matéria orgânica pode ser rápido, com é o caso dos solos bem drenados, arejados e pouco ácidos ou, muito lento, nos solos com excesso de água ou ácidos. No primeiro caso, a atividade biológica se desenvolve fortemente por um grande número de micro-organismos aeróbios, que promovem uma biodegradação rápida das matérias vegetais, e como produtos resultantes estão o CO_2 e NH_3, que são liberados durante as transformações; e as substâncias solúveis ou insolúveis que, posteriormente, vão formar compostos húmicos mais ou menos polimerizados a depender do pH do meio.

Os compostos hidrossolúveis, preferencialmente os ácidos cítricos e málicos, não terão muito tempo no solo, pois, sob influência mineralizante de uma microflora muito ativa, desaparecem rapidamente em profundidade (Bruckert, 1970).

Nos solos submetidos a um regime hídrico temporário ou permanente, há uma fraca atividade dos micro-organismos e consequentemente pouca decomposição dos produtos mal decompostos. O estado de anaerobiose no solo favorece uma evolução particular da matéria orgânica, com a liberação de elementos gasosos tais como: CO_2, NH_3 e algumas vezes de H_2 e CH_4 (Boyer, 1971). Os produtos de decomposição realizam apenas fenômenos de polimerização limitada, daí a produção dominante de produtos ácidos solúveis, de ácidos fúlvicos (AF), assim como, de ácidos húmicos (AH) marrons de fraco peso molecular (Dabin, 1980/81).

A matéria orgânica evoluída sob influência da hidromorfia, onde não ouve acúmulo de substâncias orgânicas pouco decompostas, apresenta na sua constituição uma maior proporção de compostos hidrossolúveis e de produtos fracamente polimerizados que nos solos bem drenados, o que favorecem o desenvolvimento de processos de redução e, em consequência, a migração de certos elementos minerais reduzidos, sob forma de complexos organo-metálicos. Esta particularidade da composição da matéria orgânica é atenuada em regiões tropicais com estações constratantes, devido a forte dissecação sofrida pelos perfis de solo durante a estação seca, gerando, desta maneira, condições mais apropriadas à formação de substâncias húmicas mais estáveis, à polimerização dos AH e à diminuição dos AF (Vizier, 1983).

Nos solos hidromórficos os compostos hidrossolúveis terão uma duração de existência mais longa e isso parece suficiente para permitir sua lixiviação em profundidade. Contudo, deve-se considerar que esses ácidos são instáveis, e poderão ser mineralizados, precipitados ou ao contrário, se transformar em compostos mais polimerizados do tipo pré-humico (Duchaufour,1973).

No que diz respeito aos mecanismos de formação das substâncias húmicas, encontra-se na literatura dois tipos de abordagem (Sparks, 1995), onde uma leva em consideração a depolimerização de biopolímeros que favorece a formação de matéria orgânica umificada (teoria clássica da decomposição da lignina e suas alterações posteriores) e a outra leva em consideração a polimerização de moléculas de pequeno tamanho (teoria dos polifenois), que são liberadas durante a decomposição dos resíduos orgânicos (Stevenson, 1994). Atualmente existe um consenso no meio cientifico de que as substâncias húmicas são formadas por produtos de decomposição de resíduos vegetais e microbianos, que podem ser associados a micelas supramoleculares (Dick et al, 2009). Para se entender a gênese das substâncias húmicas, necessita-se de um estudo profundo dos processos que envolvem a humificação (reações químicas e transformações.

Segundo Silva e Mendonça (2007), as transformações do carbono do solo compreendem duas fases (fixação do C-CO_2 e regeneração). A primeira é efetuada por plantas, algas e bactérias autotróficas e a segunda, de regeneração, por microrganismos do solo.

3. PRINCIPAIS TIPOS DE MATÉRIA ORGÂNICA DOS SOLOS

Atendendo às condições em que a matéria orgânica se acumula e decompõe nos solos, ao seu teor e distribuição no perfil e, de maneira geral, às suas características morfológicas e físico-químicas, bem como às dos horizontes em que se encontra, podem distinguir-se vários tipos de matéria orgânica dos solos (Duchaufour, 1956).

Alguns autores preferem designar tais tipos de matéria orgânica por tipo de húmus (Ruellan & Dosso, 1993), usando evidentemente o termo húmus em sentido lato, isto é, para abranger toda a MOS. Os tipos mais geralmente reconhecidos são, em solos de drenagem livre, o mull, o moder e o mor, e em condições de drenagem impedida, são formadas as turfas e o anmoor. Segundo Duchaufour (1956) estes podem ser definidos como:

O Mull é um tipo de matéria orgânica mais ou menos intimamente associada à matéria mineral em que decresce com a profundidade, e o qual apresenta agregação de variável nitidez e estabilidade. Em geral tem pH superior ao do mor, mas não em todos os casos. Este tipo de húmus, inicialmente, era usado para definir o húmus de solos florestais, porém normalmente usa-se também em relação a outros solos.

Este tipo de húmus pode ser dividido em Mull cálcico e Mull florestal. O Mull cálcico é característico de solos ricos em calcário ativo ou, pelo menos, em cálcio trocável (Ca^{2+}). Forma um horizonte A muito delgado e confere coloração negra a este horizonte que normalmente apresenta agregados relativamente grandes e muito estáveis, e no qual o ter de matéria orgânica decresce gradualmente com a profundidade. Na formação do Mull cálcico a transformação dos restos vegetais é rápida e sobretudo devida à ação de bactérias e actinomicetos (Ruellan & Dosso, 1993). Forma-se grande proporção de AHs que mantem intima ligação, em complexos argilo-húmicos, com minerais montmoriloniticos, o que dificulta a sua decomposição posterior por ação de micro-organismos.

O Mull florestal é característico de solos de florestas em condições de relativa abundancia de bases, mas sem calcário. Distribui-se por todo horizonte A, que no geral é menos espeço do que no caso do Mull cálcico e com agregados menores e menos estáveis do que os ocorrentes em solos que apresentam o Mull cálcico. A transformação dos detritos é rápida soba a ação predominante de fungos. Há uma grande liberação de compostos amoniacais, mas a formação de ácidos húmicos é relativamente pouco ativa. A ligação argila-húmus, com este tipo de húmus é menos estável do que no caso do Mull cálcico.

O Moder é um tipo intermediário entre o mull e o mor (Ruellan & Dosso, 1993). O Mor é o tipo de humus dos Espodossolos, muito pobres em bases e proporciona baixa agregação aos solos. A mineralização dos detritos é lenta, com intervenção principalmente de fungos. A humificação é também muito lenta, originando uma pequena quantidade de AHs e de AFs que migram em profundidade provocando a eluviação de certos constituintes minerais.

O Anmor é o húmus característico de solos com problemas de drenagem como os Gleissolos. Há uma mistura intima de matéria orgânica transformada e parcialmente humificada, com minerais argilosos. Podem-se distinguir dois tipos principais de Anmor: anmoor ácido ou oligotrófico, formado em meio pobre em bases, e anmoor cálcico ou mesotrófico, desenvolvido em meio rico em bases (Duchaufour, 1956).

4. DINÂMICA E EVOLUÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

As transformações que ocorrem desde a incorporação da matéria orgânica fresca até a formação das frações humificadas mais estáveis (huminas) compreendem a evolução da matéria orgânica nos solos (Guerra et al., 2008). A adição de matéria orgânica no solo ocorre pela deposição de resíduos orgânicos, principalmente de origem vegetal. Através da fotossíntese, as plantas captam o CO_2 atmosférico, fixando-o no tecido vegetal. Através da liberação

de exsudatos radiculares no perfil do solo, durante a fase de crescimento dos vegetais, parte do C fixado fotossinteticamente é depositado no solo. O restante é incorporado ao solo pela adição de folhas ou de toda parte aérea das plantas, após a sua senescência.

Estas transformações foram separadas conceitualmente em dois processos básicos: a degradação ou mineralização e a humificação. A mineralização da matéria orgânica constitui a fase de perdas ocorridas durante a decomposição dos compostos orgânicos em duas prováveis etapas. A primeira, denominada de mineralização primária, compreendendo a transformação de cerca de 70-80% da matéria orgânica em moléculas simples, como CO_2 e H_2O, permanecendo no solo uma pequena quantidade de compostos fenólicos solúveis e compostos lignificados parcialmente transformados, a partir do qual irão se desenvolver os demais processos.

Segundo Guerra et al., (2008) existe ainda a possibilidade de degradação da matéria orgânica relativamente estabilizada. O nitrogênio (N) presente em cadeias alifáticas de moléculas orgânicas pouco condensadas, como as que ocorrem em AFs e AHs pode ser utilizado no metabolismo microbiano, caracterizando a mineralização secundária da MOS.

Após a mineralização da matéria orgânica fresca, compostos fenólicos solúveis e os tecidos lignificados pouco transformados são estabilizados por processos bio-físico-químicos formando as substancias húmicas.

Segundo Kononova (1984), a dinâmica da MOS é governada principalmente pela adição de resíduos orgânicos diversos e pela contínua transformação destes sob ação dos fatores: físicos, químicos, biológicos, climáticos e do uso e manejo da terra . Também exercem influência os fatores de formação do solo, Jenny (1941).

Na Figura 1, extraída de Fontana (2009), pode-se observar a rota da dinâmica da matéria orgânica em relação aos processos e subprocessos.

A produtividade biológica das plantas e as condições edafoclimáticas condicionam a quantidade de C adicionada ao solo em sistemas agrícolas (Stevenson, 1994).

Após a deposição dos resíduos vegetais ao solo, os mesmos, são atacados inicialmente pela fauna do solo e em seguida pelos micro-organismos decompositores, sendo os compostos orgânicos fonte de carbono e energia para o metabolismo destes. Grande parte do carbono é perdida para a atmosfera na forma de CO_2, sendo que apenas uma pequena parte dos produtos resultantes da decomposição é convertida à substâncias húmicas (Stevenson, 1994).

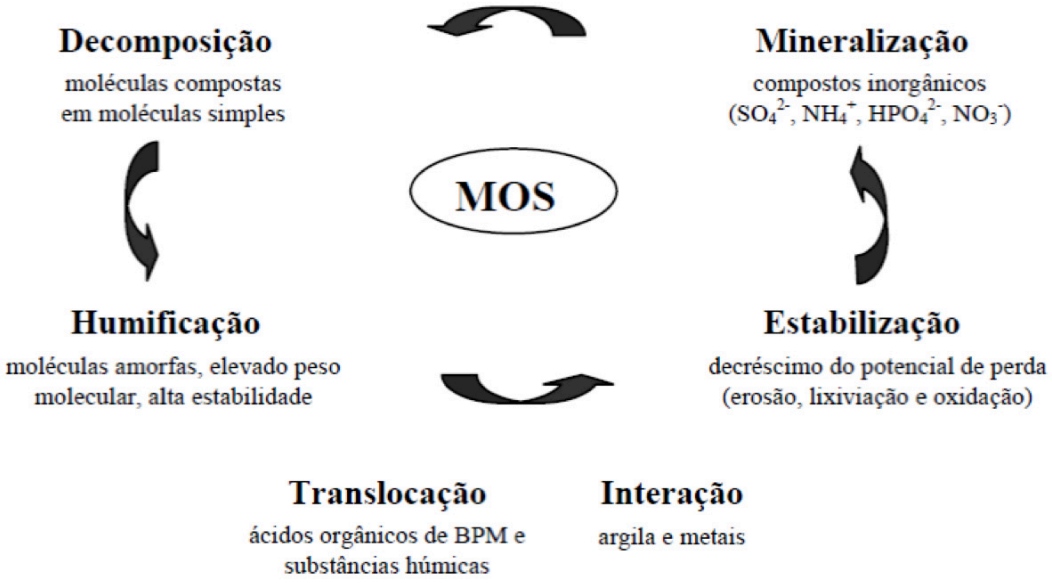


Figura 1. Dinâmica da matéria orgânica do solo em relação aos processos e subprocessos.

FONTE: Fontana (2009)

As adições de C dependem da quantidade de resíduos vegetais aportados ao solo e as perdas do mesmo estão ligadas à ação da atividade microbiana e dos processos de lixiviação de compostos solúveis (Guerra et al., 2008).

Segundo Stevenson, (1994) a matéria orgânica do solo refere-se ao material orgânico total do solo, incluindo os resíduos identificáveis de plantas, resíduos de animais do solo e micro-organismos, matéria orgânica dissolvida, exsudatos radiculares e substâncias húmicas macromoleculares.

5. COMPARTIMENTOS DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Alguns pesquisadores destacam que a diversidade quanto a quantidade e qualidade (celulose, hemicelulose, ligninas, gorduras, ceras etc) dos resíduos adicionados ao solo, definem suas vias de transformação e estabilização e, consequentemente, são responsáveis pela formação dos diferentes compartimentos da MOS (Andreux, 1996). De acordo com Pillon et al. (2000) existe uma diversidade de critérios utilizados para a definição desses compartimentos, permitindo a classificação devido ao método operacional de obtenção ou ao seu caráter funcional (reatividade). Silva & Mendonça (2007), destacam como compartimentos da matéria orgânica, a matéria orgânica viva

(células de organismos vivos), onde a biomassa microbiana é a principal representante. Matéria orgânica não viva (matéria orgânica leve ou macrorganica ou particulada, húmus e carvão). O húmus consiste de 70% de substâncias húmicas e 30% de substâncias não húmicas que encontram-se fortemente associados no ambiente edáfico e não são totalmente separados pelos processos tradicionais de fracionamento.

A matéria orgânica pode ser dividida em fração ativa e passiva, sendo a primeira composta por substâncias húmicas de baixo peso molecular, por resíduos de plantas e animais (fração leve ou particulada) e seus produtos primários de decomposição, e pela biomassa microbiana (Stevenson, 1994).

A fração ativa é também denominada lábil, representando 1/3 a 1/4 da matéria orgânica total do solo em regiões temperadas (Cambardella & elliott, 1992), sendo geralmente menor em regiões tropicais (Zech et al., 1997).

O carbono lábil corresponde às formas que seriam de fácil mineralização pelos micro-organismos do solo (carbono orgânico solúvel ou dissolvido), servindo de fonte de nutrientes às plantas e de energia e C aos micro-organismos do solo (Silva e Mendonça, 2007).

Existem diferentes metodologias para a obtenção e caracterização das porções mais lábeis da MOS, entre elas, de acordo com Pillon et al (2000), estão**:** a matéria orgânica particulada (MOp), separada por peneiramento após a dispersão do solo com haxametafosfato de sódio (5 g L^{-1}) (> 53μm) e a matéria orgânica leve (MOL), obtida por flotação em solução de NaI com densidade 1,7 g cm^{-3}.

As substancia húmicas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) e outras macromoléculas orgânicas intrinsecamente resistentes ao ataque microbiano (lignina) compõe a fração estável, sendo a mesma protegida pela associação com componentes minerais do solo ou podendo estar intragregado de forma inacessível aos microrganismos (Silva e Mendonça, 2007).

6. IMPORTÂNCIA E EFEITO SOB A QUALIDADE E FERTILIDADE DO SOLO

Os conceitos modernos de qualidade do solo (QS) e sustentabilidade agrícola têm sido abordados de maneira ampla, visto que incluem a necessidade de aumentar produtividade agrícola, a preservação dos recursos naturais e a qualidade ambiental. Assim, a qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de funcionamento,

dentro do ecossistema e das limitações de uso, a qual permite a sustentabilidade biológica e favorece a manutenção e sobrevivência de plantas, de animais e do homem (Karlen et al., 1997; Knoepp et al., 2000). Essa qualidade é verificada pela interação dos três atributos: físico, químico e biológico, o que atribui à matéria orgânica um importante papel como componente dos agroecossistemas para promover sustentabilidade agrícola. A MOS é considerada um dos indicadores mais úteis para avaliação da qualidade do solo, pois sua interação com diversos componentes do solo exerce efeito direto na retenção de água no solo, formação de agregados, densidade do solo (Ds), pH, capacidade tampão, capacidade de troca catiônica (CTC), mineralização, sorção de metais pesados, pesticidas e outros agroquímicos, infiltração, aeração e atividade microbiana. Essa importância deve-se ao fato da MOS apresentar-se como um sistema complexo de substâncias, cuja dinâmica é governada pela adição de resíduos orgânicos de diversas naturezas e por transformações contínuas sob ação de fatores biológicos, químicos e físicos (Cambardella & Elliot, 1992) e recíproca interação com os diferentes atributos. Além disso, a MOS é sensível às práticas de manejo, sendo eficiente no monitoramento de mudancas da QS no tempo (Shukla et al., 2006).

Vezzani & Mielniczuk (2009) analisando o estado da arte em QS relataram diversos trabalhos que vêm sendo realizados para identificar qual componente da MOS melhor representa os critérios exigidos para constituir um índice de QS, entre eles foram citados os teores de C e N nas frações total, MOp, BMS, fração leve, fração < 53 µm, o C lábil, o C e o N mineralizáveis, carboidratos e enzimas do solo.

Associando-se aos conceitos modernos de qualidade do solo e sustentabilidade do ambiente e ou sustentabilidade agrícola emerge um conceito de “fertilidade do solo”, no qual, segundo Denardin et al. (2012), a biologia e as propriedades físicas do solo, bem como as propriedades químicas e a prevenção de perdas de qualquer ordem, seja por erosão, lixiviação, volatilização e eluviação, desempenham papéis preponderantes, constituindo-se um referencial para a gestão conservacionista de sistemas agrícolas produtivos.

Assim, partindo-se da base conceitual da sustentabilidade do ambiente, sustentabilidade agrícola, qualidade do solo e “fertilidade do solo” e para melhor compreender a importância da MOS nos sistemas, a seguir serão descritas as suas relações com os atributos biológicos, físicos e químicos do solo. Salienta-se que essa separação é meramente didática, pois a matéria orgânica integra processos contínuos entre energia e matéria no ambiente.

7. MATÉRIA ORGÂNICA E PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO

Os micro-organismos desempenham um papel crucial/importante na decomposição do material orgânico, ciclagem de nutrientes, imobilização de nutrientes em suas próprias células e outras mudanças químicas no solo. Pois os processos que envolvem a transformações do material orgânico presente no solo em MOS são mediados, em alguma das fases por micro-organismos. Assim, os micro-organismos, em particular, a biomassa microbiana do solo (BMS) tem um papel vital na regulação nas transformações de matéria/nutrientes em energia, podendo ser considerada fonte ou um dreno destes processos.

Já as enzimas produzidas pelos micro-organismos afetam diretamente o ciclo dos nutrientes (Abbott & Murphy, 2007). Deste modo, pode sumarizar-se que os efeitos da matéria orgânica sobre as características e atributos biológicos do solo está relacionado com o fornecimento de C, energia e nutrientes para os micro-organismos quimioheterotróficos e de energia aos micro-organismos quimioautotróficos (Bayer & Mielniczuk, 2008).

Observa-se que a medida da quantidade de C e nutrientes imobilizados pelos micro-organismos é essencial para avaliar a função da biomassa microbiana na dinâmica da MOS e na ciclagem de nutrientes. Já a qualidade nutricional da matéria orgânica pode ser determinada pela relação carbono microbiano/carbono orgânico total, denominada quociente microbiano (qMIC). Em solos com MOS de baixa qualidade nutricional ou na presença de fatores estressantes aos micro-organismos (pH, deficiências nutricionais, presença de metais pesados), a biomassa microbiana torna-se incapaz de utilizar totalmente o carbono orgânico e, nesse caso, as relações C microbiano/C orgânico diminuem (Gama-Rodrigues & Gama- Rodrigues, 2008).

Já está bem documentado na literatura que as alterações na quantidade e na qualidade do material orgânico adicionados ao solo favorecem o crescimento e deslocamento de comunidades microbianas, bem como a diversidade microbiana do solo (Chakraborty et al. , 2011). Portanto, características e os atributos biológicos de solo são os mais sensíveis indicadores para a avaliação de sua qualidade.

8. MATÉRIA ORGÂNICA E PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO

Há evidências substanciais na literatura afirmando que o aumento do teor de matéria orgânica melhora a qualidade do solo, aumentando a estabilidade dos agregados do solo e outras características físicas decorrentes da

agregação, tais como Ds, porosidade do solo, aeração, as capacidades de infiltração, de retenção e de percolação de água, entre outras (Bayer & Mielniczuk, 2008, Zerzghi et al., 2010).

A formação dos agregados ocorre pelas forças físicas envolvidas nos ciclos de umedecimento e secagem do solo e pela ação de compressão do sistema radicular das plantas, por exemplo. Posteriormente, a matéria orgânica atua como um dos fatores determinantes na estabilização destes agregados, em decorrência das ligações químicas entre os compostos da matéria orgânica e partículas minerais do solo (Bayer & Mielniczuk, 2008). Vários modelos de agregação foram propostos tendo a matéria orgânica como componente principal, entre eles os de Edwards & Bremner (1967), Tisdall & Oades (1982), Oades (1984), Six et al. (2004). No Brasil, Silva & Mielniczuk (1997) observaram que a importância da matéria na estabilidade dos agregados é dependente principalmente da textura e mineralogia do solo, sendo mais significativa em solos com maior grau de intemperismo e de textura arenosa. O processo de estabilização se dá pela interação das ligações formadas pelos radicais dos compostos orgânicos com a superfície do mineral por meio de pontes de hidrogênio (H), forças de Van der Waals, entre outras. A importância da matéria orgânica em solos altamente intemperizados ocorre pelo predomínio de cargas positivas nos solos, sendo a matéria orgânica com carga oposta (negativa) atuando como agente ligante.

Observando-se aspectos qualitativos da matéria orgânica, um dos agentes importantes para a estabilização dos microagregados são os polissacarídeos, os quais compõem entre 5 a 25% da matéria orgânica (Guerra et al., 2008). Estes polímeros são mucilagens provenientes do metabolismo microbiano, decomposição do sistema radicular, resíduos vegetais e animais e da exsudação radicular. A formação é constante no solo desde que se apresenta aporte periódico de matéria orgânica a fim de fornecer substrato para a atividade microbiana. Outra fração da matéria orgânica que auxilia na estabilização dos agregados são as hifas de fungos, pois contribuem para a formação de microagregados do solo (Bayer & Mielniczuk, 2008).

Assim, segundo Tisdall & Oades (1982) é possível verificar que as diferentes frações da MOS possuem diferentes funções na agregação do solo. As frações da matéria orgânica na forma de polissacarídeos e àquela ligada aos cátions são responsáveis pela estabilização de pequenos agregados (menores que 250 µm) e, praticamente, não são alteradas por práticas de manejo do solo. Por outro lado, a matéria orgânica na forma de raízes de plantas e hifas de fungos é a principal responsável pela estabilização de macroagregados, sendo a fração mais alterada pelas práticas de manejo e a principal responsável pela alteração no conteúdo total de C no solo. Então, a mudança de uso da terra pode alterar a agregação do solo e, consequentemente, alterar as características físicas relacionadas. Nesse sentido, Rossi et al. (2012) verificando o efeito da antropização do Cerrado, observaram que os menores valores médios de Ds

foram encontrados nas camadas mais superficiais nos sistemas de rotação avaliados, decorrente da constante adição de matéria orgânica e do menor revolvimento do solo em sistema plantio direto. Os sistemas avaliados apresentaram valores médios de Ds variando de 1,01 a 1,44 $Mg.m^{-3}$, sendo que os maiores valores sempre foram encontrados na área de referência de vegetação de Cerrado seguida do sistema contendo sorgo e sistema contendo braquiária em rotação com soja.

Assim, as interrelações entre os sistemas planta, micro-organismos e fração mineral do solo determinam o teor de MOS que, por sua vez, afetam a agregação do solo e consequentemente as características físicas relacionadas.

9. MATÉRIA ORGÂNICA E PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO

Entre os atributos químicos do solo afetadas pela MOS, destacam-se a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a CTC e a complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, fundamentais em solos tropicais, altamente intemperizados e ácidos (Bayer & Mielniczuk, 2008). Assim, a matéria orgânica é considerada uma fonte fundamental de nutrientes às plantas, disponibilizando elementos essenciais tais como N, P e S, por serem estes nutrientes seus constituintes principais.

Segundo Duxbury et al. (1989) e Sanches (1976) aproximadamente 95% do N e do S e 60% a 80% do P totais do solos estão localizados na matéria orgânica e dependem do processo de mineralização para a absorção pelas plantas. No entanto, de acordo com Vezzani (2008), a mineralização que é necessária para a liberação destes nutrientes também é responsável pela redução do estoque de matéria orgânica.. Por outro lado, muitos dos nutrientes apresentam interação com a matéria orgânica influenciando na ciclagem e adsorção destes elementos, evitando desta forma perdas por lixiviação devido à liberação gradativa às plantas em curto espaço de tempo (Bronick & Lal, 2005). Em relação aos micronutrientes, a formação de complexos com compostos orgânicos podem aumentar a disponibilidade dos elementos às plantas, como por exemplo, a complexação de Zn e Cu por ácidos orgânicos de baixo peso molecular. (Bayer & Mielniczuk, 2008). Por outro lado, é possível diminuir a disponibilidade de manganês (Mn) e alumínio (Al), reduzindo a toxicidade às plantas, por meio da complexação destes elementos com substância húmicas e ácidos orgânicos simples. Todas essas interações são possíveis devido a grande quantidade de cargas dos grupos funcionais da matéria orgânica que por suas vez, influenciam significativamente a capacidade de troca catiônica (CTC) e o ponto de carga zero (PCZ). Pois segundo, segundo Canellas et al. (2003), as essas interações da matéria orgânica são

fundamentais para solos tropicais visto que grande parte destes são ácidos e altamente intemperizados. Em alguns casos, dependendo do teor de matéria orgânica, da classe textural e da mineralogia, a matéria orgânica do solo pode representar entre 20 a 90% da CTC (Canellas et al., 2003; Mielniczuk, 2008).

Esta influência da matéria orgânica sobre a CTC do solo e, consequentemente, em outras características químicas do solo relacionadas ocorre pela geração de cargas provenientes da matéria orgânica mais humificada, denominada de substâncias húmicas. Estas apresentam alta superfície específica comparada com as argilas dos solos de regiões tropicais e subtropicais, constituídos principalmente por óxidos de ferro (Fe) e Al e por filossilicatos 1:1, cujas superfícies possuem baixa concentração de grupos funcionais de carga negativa.

Ainda devido ao seu efeito na CTC, a matéria orgânica aumenta o poder-tampão do solo devido à presença de ácidos fracos presentes (carboxílicos e fenólicos) o que minimiza as variações na reação do solo. Lembrando que o poder-tampão de um solo é avaliado através da maior ou menor dificuldade com que se consegue mudar o seu pH. Desta forma o manejo do solo visando à manutenção dos resíduos vegetais, pode proporcionar maior produção de ácidos orgânicos no solo, consequentemente melhorar fertilidade e sustentabilidade agrícola.

LITERATURA RECOMENDADA

ABBOTT, L.K., MURPHY, D.V. What is soil biological fertility? In: ABBOTT, L.K.; MURPHY, D.V., (eds.). Soil biological fertility. The Netherlands: Springer; 2007. p. 1-15.

ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic-carbon in arable soils. Soil Biology and Biochemistry, v. 21, p. 471-479, 1989.

ANDREUX, F. Humus in Word Soils. In; PICCOLO, A. (Ed.) Humic substances in Terrestrial Ecosystems. Amsterdam: Elsevier, 1996. P.45-100.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; Camargo, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre:

Metropole, 2008. p. 7-18.

BOYER, J. Fatores da pedogênese e classificação francesa dos solos. Salvador, IGUFBA, 1971.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. Geoderma, v.124, p. 3-22, 2005.

BRUCKERT, S. Influence des composes organiques solubles sur la pédogenèse en milieu acide. I. Études de terrain. Ann. Agron., 21(4);421-452, 1970.

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOT, E.T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal, Madison, v. 56, p.777-783, 1992.

CANELLAS, L.P.; VELLOSO, A.C.X.; MARCIANO, C.R.; RAMALHO, J.F.G.P.; RUMJANEK, V.M.; RESENDE, C. E.; SANTOS, G.A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhiço e adição de vinhaça por longo tempo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, p. 935-944, 2003.

CHAKRABORTY, A., CHAKRABARTI, K., CHAKRABORTY, A., GHOSH, S. Effect of long-term fertilizers and manure application on microbial biomass and microbial activity of a tropical agricultural soil. Biology and Fertility of Soils, v. 47, p. 227–33, 2011.

DABIN, B. Les matière organiques dans les sols. Sèrie Pedologic, Paris, v. 3-4, p. 197-215, 1980-1981.

DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A.; FAGANELLO, A.; SANTI, A.; DENARDIN, N.A.; WIETHOLTER, S. Diretrizes do sistema plantio direto no contexto da agricultura conservacionista. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2012. 15 p. (Embrapa Trigo. Documentos online, 141).

DICK, D.P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J. & BAYER, C. Quimica da matéria organica do solo. SBCS, Viçosa, 2009. Química e Mineralogia do Solo, Parte II. Eds. Melo, V. de F. & ALLEONI, R. F., 2009. Pg 1 – 67.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.B.; CLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWARD, B.A. (Ed.). Defining soil quality for sustainable environment. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 5).

DUCHAUFOUR, Ph. Action des cátions sur les processsus d´humification. Science du Sol, 3:151-161, 1973.

DUCHAUFOUR, Ph. Pédologie. Tableaux descriptifs et analytiques des sols. École Nationale des Eaux et Forêsts. Nancy. 1956.

DUXBURY, J.M.; SMITH, M.S.; DORAN, J.M. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In; CXOLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. Honolulu: University of Hawaii, 1989. P. 33-67.

EDWARDS, A.P.; BREMNER, J.M. Dispersion of soil particles by sonic vibration. European Journal Soil Science, v.18, p. 47-63, 1967.

FONTANA, A. Fracionamento da matéria orgânica e caracterização dos ácidos húmicos e sua utilização no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. (Tese de Doutorado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2009. 72p.

FRIGHETTO, R.T.S.; VALARINI, P.J. (Cord.). Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: manual técnico. Jaguariúna: EMA, 2000. 198 p. (Documentos, 21).

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 159-170.

GREENLAND, D.J.; WILD, A.; ADAMS, D. Organic matter dynamics in soils of the tropics – from myth to complex reality. In: LAL, R. & SANCHEZ, P.A. (Eds.) Myths and science of soils of the tropics. SSSA Special Publication n.29. Wisconsin: Copyright, p.17-33,n 1992.

GUERRA, J.G.M.; SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CAMARGO, F.A.O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 19-26.

JENNY, H. Factors of soil formation. Mac Graw Hill, New York USA, 1941, 281p.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F.; SCHUMAN, G.E. Soil Quality: A Concept,

Definition, and Framework for Evaluation. Soil Science Society of America Journal, v. 61, p. 4-10, 1997.

KNOEPP, J.D.; COLEMAN, D.C.; CROSSLEY, D.A.; CLARK, J.S. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. Forest Ecology and Management, v. 138, p. 357-368, 2000.

KONONOVA, M.M. Current problems in the study of organic matter accumulation in soils under anaerobiosis. Soil Science, Baltimore, v. 137, p. 419-427, 1984.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo - ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.1-5.

OADES, J.M. Soil organic-matter and structural stability – mechanisms and implications for management. Plant Soil, v. 76, p. 319-337, 1984.

OADES, J.M. The retention of organic matter in soils. Biogeochemistry, v.5, p.35-70, 1988.

PILON, C.N. Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de culturas em plantio direto. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2000.

RIISE, G.; VAN HEES, P.; LUNDSTRÖM, U.S.; STRAND, L.T. Mobility of different size fractions of organic carbon, Al, Fe, Mn and Si in podzols. Geoderma, v.94, p.237–247, 2000.

ROSCOE, R. & MACHADO, P.L.O.A. Fracionamento físico do solo e estudos da matéria orgânica. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. 86p.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. Revista Ciência Agronômica, v. 43, p. 38-46, 2012.

RUELLAN, A. & DOSSO, M. Regards sur le sol. Paris: Universités Francophones: Foucher, 1993. 192p.

SANCHEZ, P.A. Properties and management of soil in tropics. New York: John Wiley. 619p. 1976.

SHUKLA, M.K.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil Tillage Research, v. 87, p. 194- 204, 2006.

SILVA, I.V. & MENDONÇA, E. SÁ. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. & NEVES, J. C. L. Fertilidade do Solo. 1. ed., Viçosa: SBCS, 2007. p. 275-374.

SILVA, I.F.; MIELNICZUK, J. Avaliação do estado de agregação do solo afetado pelo uso agrícola. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.21, p.313-319, 1997.

SILVA, L.M.V. & PASQUAL, A. Dinâmica e modelagem da matéria orgânica do solo com ênfase ao ecossistema tropical. Energia na Agricultura, v.14, p.13-24, 1999.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEF, K. A history of research on the link between (micro) agregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Tillage Research, v. 79, p. 7-31, 2004.

SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B.A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. Geoderma, Amsterdam, v.74, n.1, p.65-105, 1996.

SPARKS, D.L. Environmantal soil chemistry. London, Academic Press, 1995. 267p.

STEVENSON, F.J. Cicles of soil – carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. United States of America: John Wiley & Sons, 1986. 380p.

STEVENSON, F.J. Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. 2th ed. John Wiley and Sons, Inc., New York, NY, 1994.

TISDALL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water- stable aggregates in soil. Journal of Soil Science, v. 33, p. 141-163, 1982.

VEZZANI, F.M.; CONCEIÇÃO, P.C.; MELO,N.A.; DIECKOW, J. Matéria orgânica e qualidade do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O., eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo - ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.483-493.

VEZZANI, F.M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. Revista Brasileira da Ciência do Solo, v. 33, p. 743-755, 2009.

VIZIER, J. F. Etude des phénomènes d´hydromorphie dans les sols des régions tropicales à saisons contrastées. Dynamique du fer et différenciation des propils. Travaux et Documents de L´ORSTOM, Paris (162), 1983. 294p.

WAKSMAN, S. A. Humus, origin, Chemical Composition and Importance in Nature. Baillière, Tindall and Cox. London, 1936.

ZECH, Z., 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, p.69-116, 1997.

ZERZGHI, H.; GERBA, C.P.; BROOKS, J.P.; PEPPER, I.L. Long-term effects of land application of class b biosolids on the soil microbial populations, pathogens, and activity. Journal of Environmental Quality, v. 39, p. 402–408, 2010.

Boxe Temático

Solos antropogênicos da Amazônia

Tony Jarbas da Cunha

Um dos melhores exemplos em qualidade da matéria orgânica do solo são os solos antropogênicos da Amazônia (Figura 1). Estes solos são popularmente conhecidos como “Terra Preta de Índio”. Estes solos foram formados pelo homem pré-histórico, embora, ainda, não haja opinião consolidada se a ação humana na formação desses solos era intencional.



Figura 1. Terra Preta de Índio.

A fração mais abundante das substâncias húmicas em Terras Pretas é a humina. As Terras Pretas, entretanto, tem uma maior proporção de carbono na fração ácidos húmicos, contrariamente aos solos não antrópicos, que tem uma maior proporção de carbono na fração ácidos fúlvicos. Assim, nas Terras Pretas, predominam as frações húmicas que são convencionalmente consideradas quimicamente mais estáveis (ácidos húmicos e humina) em função da maior presença de grupamentos aromáticos e de anéis benzênicos, do maior grau de polimerização e menor susceptibilidade ao ataque microbiano.

A variabilidade da distribuição das três frações (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina) das substâncias húmicas dentro de manchas de Terra Preta, entretanto, é grande, sendo a maior a variabilidade da fração ácidos fúlvicos, e a menor da humina. Esta variabilidade é, provavelmente, devido à própria origem antrópica destes solos, por causa do depósito irregular, entre outros, de materiais carbonizados.

Os ácidos húmicos das Terras Pretas são mais resistentes a termo-degração, comparando-se com os ácidos húmicos de solos não antrópicos e expresso pelo índice termogravimétrico (TGI). Esta característica indica que os ácidos húmicos dos solos Antropogênicos tem maior proporção de elementos estruturais estáveis, como um núcleo aromático condensado, comparado com ácidos húmicos de solos não antropogênicos (Cunha, 2005). O índice de aromaticidade (IA) obtido pela técnica de espectroscopia no infravermelho e a distribuição de carbono entre os elementos estruturais nos ácidos húmicos medidas por ressonância magnética nuclear de ^{13}C (Tabela 1) confirmam a maior proporção de estruturas aromáticas em ácidos húmicos de Terras Pretas.

Tabela 1.
Índices que descrevem a composição e propriedades físico-químicas dos ácidos húmicas das Terras Pretas de Índio

	ITG	IA	Alifática	Aromática
TPI	3,2a	0,86a	64b	36a
Não TPI	2,3b	0,77b	75a	25b

TPI: Terra Preta de Índio; ITG: Índice termogravimétrico, Índice de aromaticidade

FONTE: Cunha (2005)

Os ácidos húmicos das Terras Pretas são desta forma, mais estáveis e, ao mesmo tempo, possuem maior reatividade química, do que os ácidos húmicos de solos adjacentes não antropogênicos. Assim, pelas suas

características físico-químicas e estruturais, tão desejadas em solos tropicais, possibilitam uma maior acumulação de carbono e maior fertilidade e produtividade aos solos na mesma região, onde solos sem essa matéria orgânica são, muitas vezes, obstáculos à produção agrícola sustentável.

LITERATURA RECOMENDADA

CUNHA, T. J. F. Ácidos húmicos de solos escuros da Amazonia (Terra Preta de Índio). 2005. 118 f. Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.



CAPÍTULO 10

Substâncias Húmicas

Lívia Botacini Favoretto Pigatin
Ramom Rachide Nunes
Maria Olímpia de Oliveira Rezende

1. INTRODUÇÃO

Por atuar em várias propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, a matéria orgânica do solo (MOS) é importante constituinte do ecossistema e fundamental para seu adequado funcionamento (Dick et al., 2009).

Existem várias definições diferentes para a matéria orgânica do solo. Segundo a Encyclopedia of Soil Science (2006), a definição para matéria orgânica do solo (MOS) consiste em: todos os derivados de materiais vegetais e animais incorporados ao solo ou dispostos sobre sua superfície, na forma viva ou nos vários estágios de decomposição, mas exclui-se a parte aérea das plantas. Segundo Dick et al. (2009), o conceito de matéria orgânica do

solo é tema de discussão na comunidade cinetífica e, por ainda não estar consensualmente definido, autores ou grupos de pesquisadores demonstraram entendimentos distintos dos que seja MOS.

A matéria orgânica de solos, bem como de águas naturais, sedimentos, turfas e produtos de compostagem, incluindo o vermicomposto, é constituída basicamente de substâncias húmicas (SH) e substâncias não húmicas (LANDGRAF et al., 2005).

As substâncias não húmicas como proteínas e aminoácidos, carboidratos simples e complexos, resinas, ligninas, e outros, são produtos da decomposição dos resíduos orgânicos e do metabolismo microbiano. Essas macromoléculas constituem aproximadamente, 10 a 15% da total do carbono orgânico nos solos minerais. As substâncias húmicas propriamente ditas, constituem 85 a 90% da reserva total do carbono orgânico (Kononova, 1982; Andreux, 1996). São macromoléculas ou estruturas supramoleculares, com massa molecular e estrutura variáveis. São produtos de degradação química e microbiológica de resíduos de animais e plantas (LANDGRAF et al., 2005).

2. CONCEITO E CLASSIFICAÇÃO

Quimicamente, o húmus consiste de materiais originários de plantas e animais que passaram por um processo de decomposição, via hidrólise, oxidação, redução e síntese por microrganismos. O húmus tem um importante papel na formação de agregados do solo, no controle da acidez, no ciclo dos elementos nutrientes, assim como na descontaminação de compostos indesejáveis. O húmus compreende as biomoléculas, tais como aquelas exemplificadas como substâncias não húmicas, e as substâncias húmicas (SH), a grosso modo, são compostos de coloração escura, persistentes, poliméricos e amorfos (LANDGRAF et al., 2005). De modo geral, é aceito a distribuição das frações humificadas em três categorias: as huminas (H) que representam a matéria orgânica intimamente ligada à fração mineral do solo, e por isso insolúvel; os ácidos fúlvicos (AF), que apresentam grande quantidade de grupamentos funcio- nais oxigenados e são solúveis tanto em meio ácido como básico, e os ácidos húmicos (AH), insolúveis em meio fortemente ácido, pois, com a protonação dos grupamentos funcionais ocorre o colapso da estrutura e precipitação das macromoléculas. Os AH representam a fração reativa mais estável da matéria orgânica humificada (Canellas et al., 2001).

As substâncias húmicas são o principal componente da matéria orgânica dos solos, das águas e dos sedimentos sendo assim cruciais para o ciclo global de carbono (NARDI et al., (2002), IKEYA et al., (2011)). Ainda

segundo Nardi et al., (2002) além de influenciar as propriedades químicas, físicas e biológicas das plantas, determinando a produção biológica dos ecossistemas, elas exercem efeito direto sobre o crescimento e metabolismo das plantas, especialmente sobre o desenvolvimento radicular.

Em síntese, pode-se conceituar SH como aquela parte da MO ou, particularmente, do húmus que, após várias transformações, permanece no ambiente, consistindo de uma mistura heterogênea, polifuncional, sem características químicas e físicas definidas e em diferentes graus de polidispersão (LANDGRAF et al., 2005). A Figura 1 apresenta esquematicamente a distribuição da matéria orgânica no ambiente.

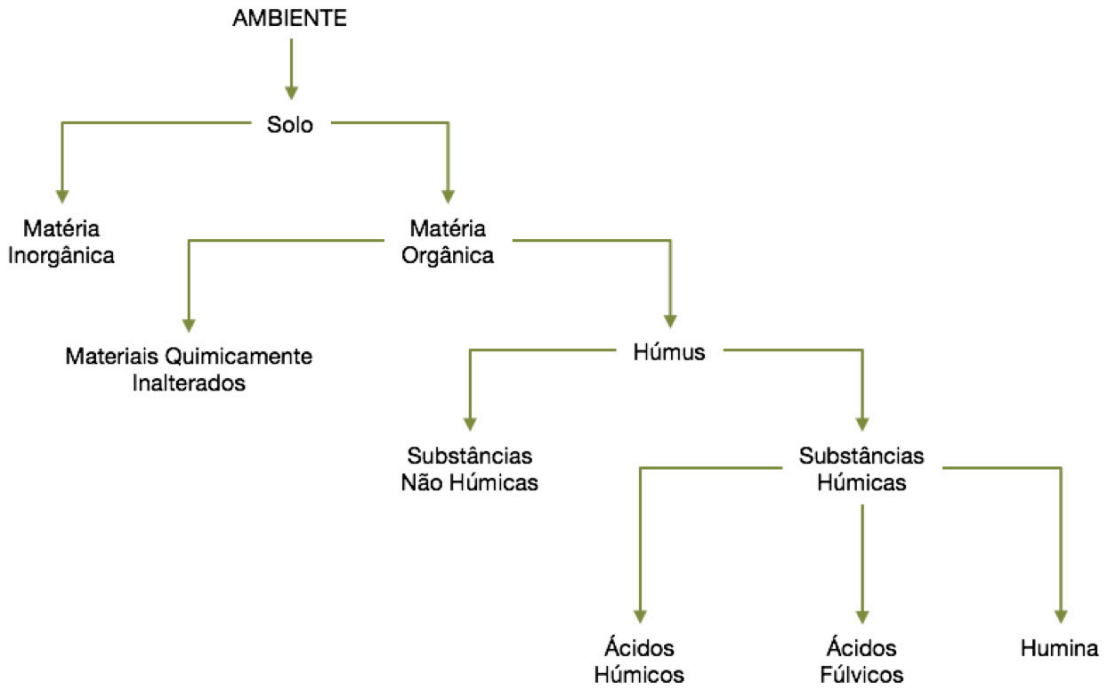


Figura 1. Distribuição ambiental da matéria orgânica do solo.

FONTE: LANDGRAF et al., 2005

No processo de humificação ocorre a transformação de reservas macromorfologicamente identificáveis em compostos húmicos amorfos. As principais transformações que ocorrem durante a humificação, são a perda de

polissacarídeos e compostos fenólicos, modificação das estruturas de lignina, e enriquecimento em estruturas aromáticas não lignínicas recalcitrantes. A humificação bem como a decomposição de resíduo, é mediada primeiramente por processo microbiológico, controlado principalmente por variáveis locais específicas, tais como, temperatura, regime de água no solo, pH e disponibilidade de nutrientes. Durante o processo de humificação ocorre um aumento nos grupos C-carboxílicos, C-aromáticos e C-alquil, principalmente fenólicos, e a diminuição de grupos O-alquil (Zech et al., 1997). Segundo Kononova (1984), os produtos formados da degradação de química e biológica de resíduos (animais e vegetais) e da atividade sintética da biota do solo, associam-se em estruturas químicas complexas, atingindo maior estabilidade do que os materiais que o originaram. Parte do material húmico poderá sofrer degradação ou mineralização , dando origem a moléculas simples, que podem ser utilizadas pela biota do solo (Kononova, 1984).

Os caminhos pelos quais as substâncias húmicas são formadas são inúmeros, devido à grande quantidade de possíveis estruturas precursoras e ao enorme número de possibilidades de interação entre elas. Essa variedade de materiais de origem e o conseqüente número de caminhos reacionais possíveis para a formação do húmus são a razão para as dificuldades em se estabelecer uma estrutura precisa para os ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina (Stevenson, 1994). O modelo estrutural das substâncias húmicas é tema de discussão científica. Ainda não existe um modelo estrutural para as substâncias húmicas que explique totalmente a composição química, a estrutura, a forma e o tamanho, sendo que os modelos existentes geram controvérsias e discussões (CLAPP; HAYES, 1999; BURDON, 2001; HAYES E CLAPP, 2001; MACCARTHY, 2001; PICCOLO, 2001). Entretanto, as similaridades entre diversas substâncias húmicas são mais pronunciadas que suas diferenças. São essas semelhanças que permitem a classificação das substâncias húmicas em categorias com base em sua solubilidade em meio aquoso: ácido húmico, ácido fúlvico e humina (LANDGRAF et al., 2005).

Há alguns anos, estruturas basicamente aromáticas eram as mais aceitas (Kononova, 1966; Schnitzer; 1878; Stevenson, 1994). Contudo, devido principalmente ao uso da técnica de espectroscopia de ressonância magnética nuclear, verificou-se que o grau de aromaticidade era muito menor do que o esperado, e Schulten & Schnitzer (1993) propuseram uma estrutura de ácido húmico, incorporando grandes porções alifáticas (Figura 2).

O modelo para ácidos húmicos proposto por Schulten & Schnitzer (1993), apresenta longas cadeias alifáticas, grupos OH fenólicos livres e ligados, estruturas de quinona, oxigênio presente como grupos carboxílicos, fenólicos, hidroxílicos, ésteres e éteres, nitrogênio presente como estruturas heterocíclicas e como nitrilas. A composição elementar da estrutura do ácido húmico seria $C_{308}H_{328}O_{90}N_5$. Pressupunha-se que as substâncias húmicas

seriam macromoléculas orgânicas, com características similares às macromoléculas biológicas como, proteínas, polissacarídeos, ácidos nucléicos e lignina (Swift, 1989).

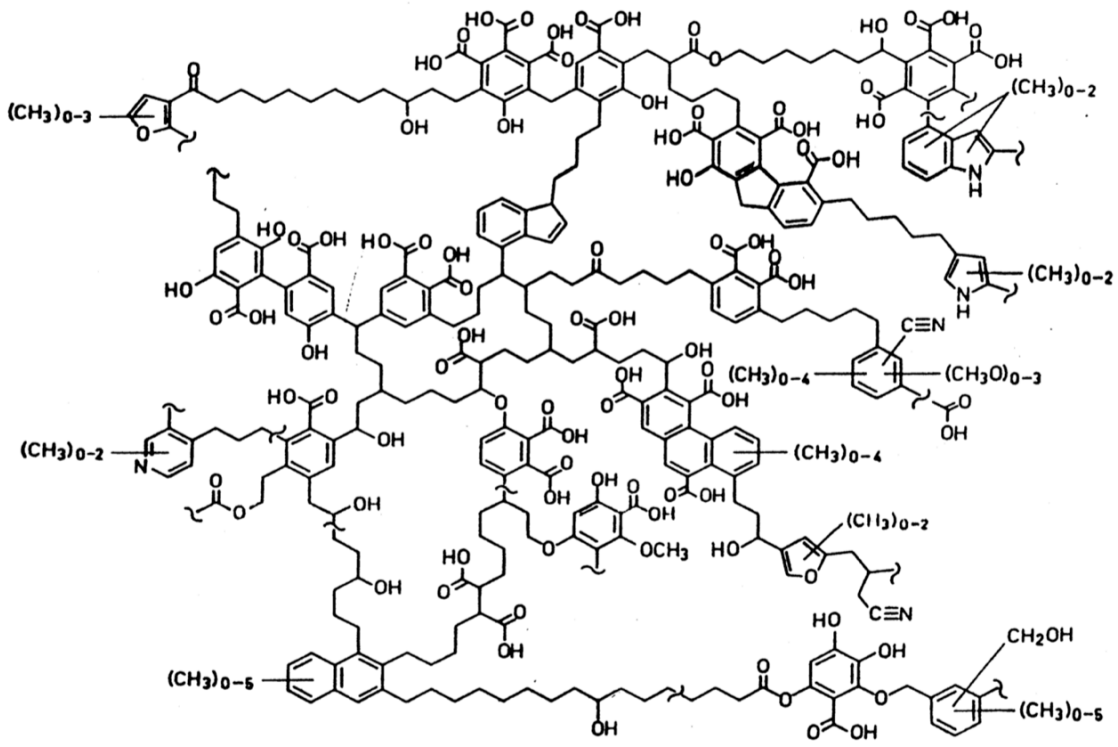


Figura 2. Modelo macromolecular de ácido húmico mostrando os diversos grupos funcionais, estruturas aromáticas e alifáticas adaptado por Schulten & Schnitzer (1993).

Nos modelos recentemente propostos (Schulten & Schnitzer, 1997), têm-se observado que a estrutura de ácidos húmicos contém espaços vazios de diferentes tamanhos, onde poderiam alojar-se outros compostos orgânicos, hidrofílicos ou hidrofóbico, como carboidratos e materiais proteináceos, lipídios, agrotóxicos e outros poluntes (Figura 3). Elementos inorgânicos também poderiam estar presentes, como por exemplo, argilas e óxidos e hidróxidos (Schulten & Schnitzer, 1997), o que foi corroborado pelo trabalho de Wandruska (1998), que definiu a estrutura das substâncias húmicas como uma estrutura pseudo-micelar de natureza polimérica.

A Figura 3 apresenta uma proposta de estrutura tridimensional, tomando-se por base a macromolécula da Figura 2, obtida a partir de modelagem molecular.

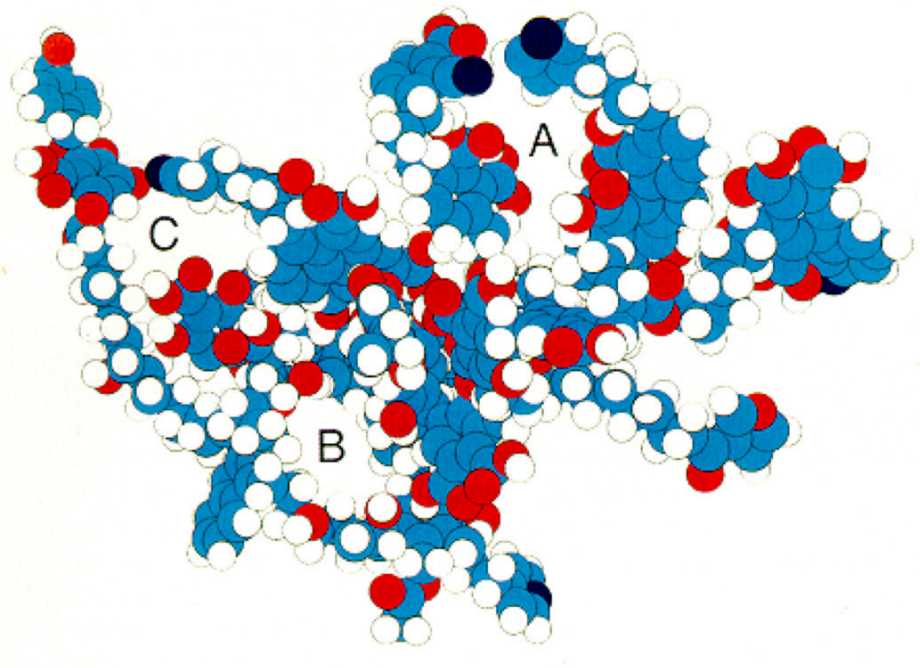


Figura 3. Modelo conceitual proposto pela teoria macromolecular: ácido húmico proposto por Schulten e Schnitzer (1997), carbono = azul; oxigênio = vermelho; nitrogênio = preto e hidrogênio = branco. As letras A, B e C indicam os espaços “vazios” presentes na molécula das substâncias húmicas capazes de interagir com outros compostos.

Diallo et al. (2003), por meio de métodos computacionais e também utilizando dados experimentais, excluíram os modelos que sugerem que as substâncias húmicas sejam macromoléculas com alta massa molar ou a mistura de compostos orgânicos complexos e heterogêneos e observaram que as estruturas existentes possuem as características necessárias para formar supramoléculas (Figura 4). A supramolecular permitiu grande avanço no entendimento estrutural das substânicas húmicas, porém ainda apresenta várias limitações (Clapp; Hayes, 1999; Burdon, 2001; Hayes; Clapp, 2001; MacCarthy, 2001; Piccolo, 2001).

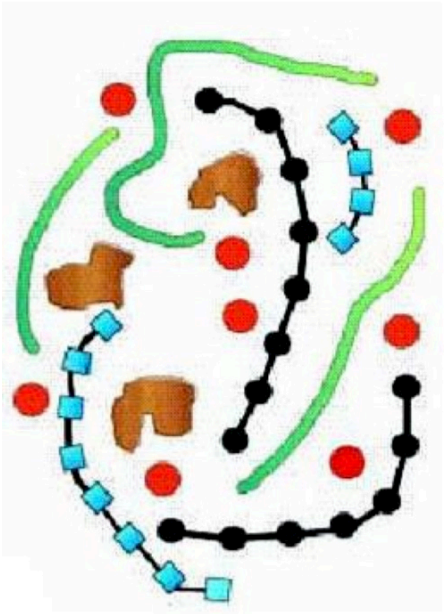


Figura 4. Esquema das substâncias húmicas proposto por Simpson et al. (2002b). As unidades vermelhas representam os cátions metálicos, as unidades pretas os polissacarídeos, as unidades azuis os polipeptídios, as unidades verdes as cadeias alifáticas e as unidades marrons os fragmentos aromáticos provenientes da lignina.

A heterogeneidade química das substâncias húmicas dificulta a definição de um modelo para as mesmas que englobe composição, estrutura, tamanho e reatividade, sendo que há uma variabilidade desta heterogeneidade de acordo com a origem (ecossistemas aquáticos ou terrestres) ou da localização geográfica (Simões, 2005). Segundo os autores Sutton & Sposito (2005), entende-se que o modelo que melhor descreve essas propriedades é aquele que propõe que as substâncias húmicas são agrupamentos de diversos componentes de relativamente baixa massa molecular formando associações dinâmicas estabilizadas por interações hidrofóbicas e ligações de hidrogênio.

O nível de agregação das SH depende da estrutura molecular em si e das condições dos meios (força iônica, pH e presença ou não de íons metálicos). Sendo assim, o comportamento das SH com relação a diferentes valores de pH é de suma importância (Baalousha et al., 2006). Segundo Helal et al., (2011) os ácidos húmicos, fúlvicos e humina devem ser individualmente considerados um conjunto de moléculas de diferentes tamanhos que, dentre as quais, poucas apresentam a mesma configuração estrutural ou arranjo de grupos funcionais reativos.

A reatividade química das SH é devida, principalmente, a quatro características estruturais (polifuncionalidade, carga macromolecular, hidrofilicidade, labilidade estrutural). Tais propriedades a respeito das SH são semelhantes a propriedades de outros biopolímeros, como proteínas e polissacarídeos. Contudo, no caso das SH refletem o comportamento de uma mistura heterogênea de moléculas interagindo entre si, ao invés do comportamento de um único tipo de macromolécula, estruturalmente bem definida (LANDGRAF et al., 2005):

i. Polifuncionalidade: presença de vários grupos funcionais, com reatividade diferente, representativos de uma mistura heterogênea de polímeros que interagem entre si.

ii. Carga macromolecular: caráter aniônico do arranjo molecular, cujos efeitos refletem na reatividade dos grupos funcionais e na conformação molecular.

iii. Hidrofilicidade: reflete-se na tendência que têm as SH de formarem ligações de hidrogênio com as moléculas da água do meio, solvatando, dessa maneira, grupos funcionais como COOH e OH.

iv. Labilidade estrutural: devido à capacidade de associações intermoleculares e de mudanças conformacionais em resposta a mudanças de pH, condições redox, concentração iônica e ligações químicas.

3. ORIGEM DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

O estudo da gênese das SH permite obter informações que levam à compreensão de seus componentes naturais e ao comportamento destas no ambiente. A partir de 1940, duas teorias prevaleceram entre os pesquisadores sobre a origem das SH. A primeira propôs que as SH originam-se da lignina das plantas e a segunda admitiu como sendo a celulose, ou os açúcares, os precursores das SH (LANDGRAF et al, 2005).

Segundo Kononova (1966), o processo de humificação segue a seguinte seqüência:

i. Decomposição hidrolítica de resíduos vegetais, dando origem às substâncias de natureza aromática;

ii. Essas substâncias aromáticas, após sofrerem oxidação por enzimas e microrganismos, dariam origem aos fenóis, aos ácidos poliidroxibenzóicos, às quinonas e às hidroxiquinonas;

iii. Os compostos oxidados sofreriam, então, condensação, formando produtos de cor escura, conhecidos como húmus.

Ainda existem outras hipóteses que consideram que a lignina e as proteínas, são precursoras na formação do húmus no solo, visto que:

i. As SH têm propriedades similares às das ligninas modificadas, tais como presença de anéis aromáticos e certos grupos funcionais (-OH e -COOH);

ii. O tratamento alcalino das ligninas conduz à formação de substâncias que possuem propriedades semelhantes às das SH naturais (cor, solubilidade etc.)

4. FRACIONAMENTO QUÍMICO DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

A metodologia comumente utilizada para para o fracionameto químico das substâncias húmicas baseia-se na diferença de solubilidade dos componentes mais recalcitrantes da MOS (ácido húmico, ácido fúlvico e humina) e foi sugerida pela Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS). Na Figura 5 estão apresentados os procedimentos para o fracionamento das substâncias húmicas e para a purificação dos ácidos húmicos. Uma linha tracejada separa ambos os procedimentos. O processo de extração faz uso de solução diluída de NaOH e HCl para dissolver e precipitar os ácidos húmicos.

Comparando a capacidade de extração de SH por vários solventes, verificou-se que a maior capacidade de extração simultânea do AH e AF é por NaOH diluído. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por Schinitzer e Khan. A solução mais diluída promove uma extração mais branda, com menores possibilidades de alterações da estrutura original (LANDGRAF et al., 2005).

Ácidos húmicos extraídos de solos contém íons inorgânicos considerados impurezas, que dependendo da técnica utilizada, podem interferir em sua caracterização. Considera-se, geralmente, o teor de cinzas adequado até, no

máximo, 3% principalmente para caracterizações espectroscópicas como Ressonância Magnética Nuclear (RMN), Espectroscopia Paramagnética Eletrônica (EPR), Espectroscopia na Região do Infravermelho, entre outras técnicas. Há ainda pesquisadores que preferem estudar os AH sem purificá-los, mantendo-os assim, mais próximos de suas condições naturais, contudo isso depende da exigência inerente a cada estudo.

5. CARACTERIZAÇÃO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

As técnicas analíticas evoluíram significativamente na capacidade de análise quantitativa e qualitativa nas últimas décadas. Dentre elas, destacam-se algumas técnicas espectrométricas e métodos espectroscópicos, que permitem detalhado conhecimento dos processos químicos relacionados com a tranferência e tranformação de elementos e de compostos no sistema solo-água-planta-atmosfesra (ABREU JUNIOR et al., 2009).

Nos últimos anos, o estudo da matéria orgânica em ambientes terrestres e aquáticos teve um considerável avanço em função da crescente preocupação da humanidade com a qualidade do ambiente. Isso porque a matéria orgânica tem papel decisivo no comportamento de poluentes no solo e na água. Essa situação incentivou o estudo da matéria orgânica do solo, e os principais avanços devem-se a contribuição de métodos espectroscópicos (CERETTA et al., 2008).

A análise elementar, por exemplo, indica o teor de carbono, hidrogênio, oxigênio e enxofre presente nas amostras. A partir desses valores, pode-se calcular as razões atômicas H/C (ou C/H), O/C (ou C/O) e C/N. A razão H/C é muito utilizada como indicador de humificação, uma vez que valores mais baixos de H/C (ou mais elevados de C/H) indicam estruturas mais condensadas. A razão C/O, juntamente com valores de acidez, é um indicativo de grupos oxigenados presentes na estrutura húmica. A razão C/N, por sua vez, indica o grau de incorporação do nitrogênio na estrutura húmica e, por consequência, o nível de fertilidade desse material, pois através de diversos mecanismos de mineralização da MO do solo, o nitrogênio é liberado para as raízes das plantas sob a forma de nitrato. As análises de acidez de SH permitem determinar o número de grupamentos ácidos (carboxílicos e fenólicos) presentes na estrutura, que são primordiais na adsorção de íons metálicos e de compostos orgânicos, como pesticidas e outros xenobióticos. O método mais utilizado para a determinação de acidez de AH é o de Schnitzer e Gupta, e é baseado em titulações potenciométricas. Na determinação de acidez total, é utilizada solução de hidróxido de bário ($Ba(OH)_2$) livre de CO_2, titulando-se o excesso de base com HCl padronizado. Na determinação de acidez carboxílica, usa-se acetato de cálcio ($Ca(CH_3COO)_2$), que consegue desprotonar apenas os grupos carboxílicos, e titula-se o ácido acético formado com

NaOH padronizado. A acidez fenólica é calculada por diferença entre a acidez total e a carboxílica (LANDGRAF et al., 2005).

As análises espectroscópicas nas diferentes regiões do espectro eletromagnético tem ampla aplicação no estudo da MOS, especialmente das substâncias húmicas, tanto para identificação e caracterização dos diferentes compostos húmicos, como para a avaliação das alterações qualitativas desses compostos (ABREU JUNIOR, 2009).

Técnicas como espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), fluorescência de luz uv-visível, fluorescência induzida por laser (FIL), ressonância magnética nuclear (RMN), ressonância paramagnética eletrônica (RPE) têm gerado resultados importantes na avaliação da qualidade do solo, sob condições temperadas e tropicais. Essas técnicas fornecem informações sobre grupos funcionais constituintes da matéria orgânica possibilitanto a avaliação do grau de humificação. Esses estudos ainda são relativamente reduzidos em sistemas tropicais (MARTIN-NETO et al., 1991, 1994ab, 1998; BAYER et al.,1997; MILORI et al., 2002; GONZÁLEZ-PEREZ et al. 2004). Essas técnicas possuem a vantagem de se trabalhar com pequenas quantidades de amostras (STEVENSON, 1994).

A espectroscopia eletrônica na região do UV/Visível, por exemplo, apesar de não fornecer nenhum pico característico, revela a capacidade dos componentes dessas substâncias em absorver radiação em determinados comprimentos de onda, que são importantes para o processo metabólico e biológico dos organismos. Além disso, a razão entre as absorbâncias a 465 e 665 nm, denominada de razão E4/E6, pode fornecer indicações relativas ao grau de polimerização e à presença de estruturas alifáticas e aromáticas. Quanto maior a razão E4/E6, menor o número de duplas ligações conjugadas e estruturas aromáticas. A espectroscopia vibracional na região do infravermelho é muito utilizada para identificar grupos funcionais presentes na macromolécula de AH. A espectroscopia de ressonância magnética nuclear, especialmente a de carbono 13, permite diferenciar, de forma quantitativa, estruturas alifáticas e aromáticas, sendo, por isso, a melhor técnica para determinação do nível de aromaticidade (e humificação) de SH. Já a espectroscopia de ressonância paramagnética eletrônica permite quantificar radicais livres, como semiquinona, presentes nas amostras (LANDGRAF et al., 2005).

Segundo Mangrich (2001), conhecer as estruturas químicas das substâncias húmicas é essencial para entender a sustentabilidade dos diferentes sistemas agrícolas, o ciclo global do carbono e a lixiviação de espécies químicas, que podem causar poluição das águas e o empobrecimento do solo.

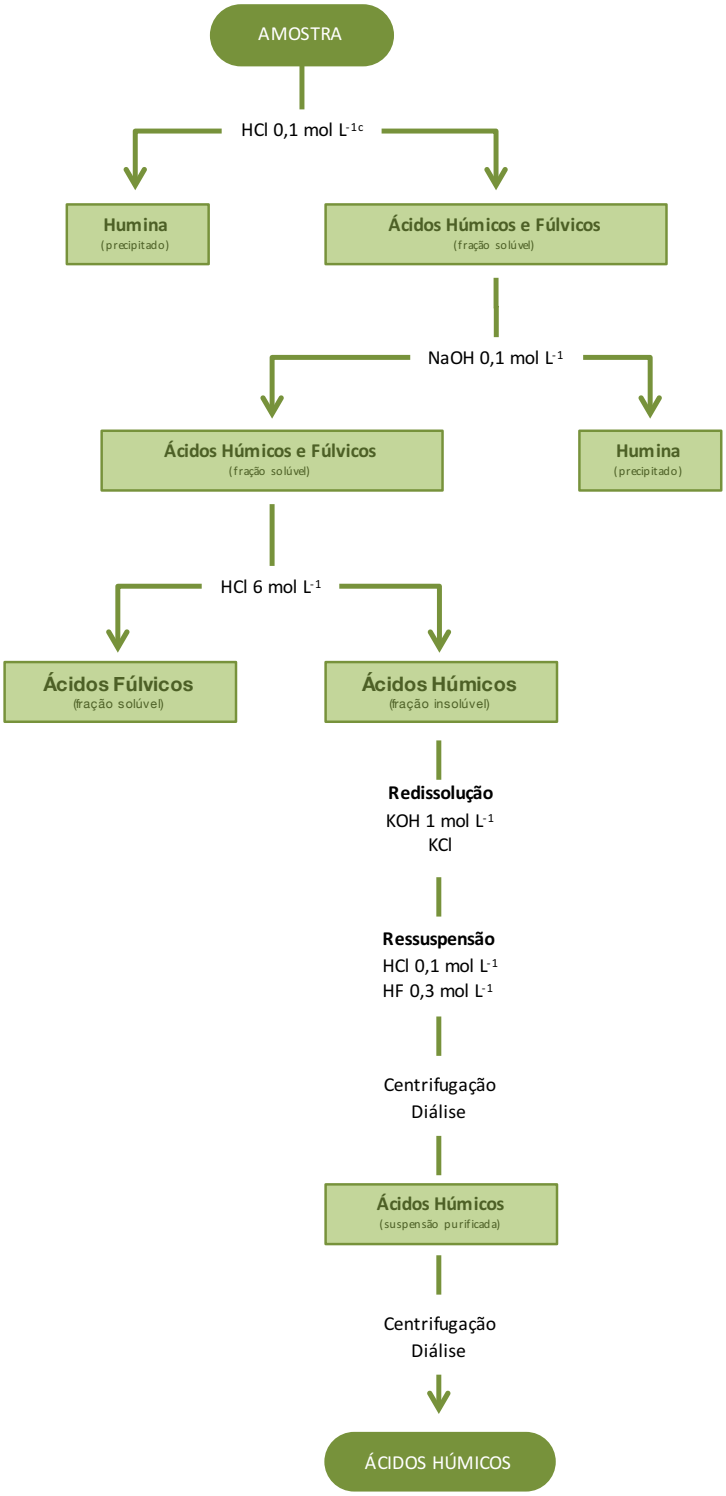


Figura 5. Fracionamento e purificação dos ácidos húmicos.

FONTE: Nunes (2012)

LITERATURA RECOMENDADA

ABREU JUNIOR, C. H., MARTIN-NETO, L; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; SILVA, W. T. L. MétodoS Analíticos usados em química do solo. In: SENESI, N.; XING, B.; HUANG, P.M. (Org.). Química e mineralogia do solo: aplicações. Viçosa: SBCS, 2009. v. 2, p. 531- 658.

ANDREUX, F. Húmus in word soils. In: PICCOLO, A. (Ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Amsterdam: Elsevier, 1996. p. 45-100.

BAALOUSHA, M.; MOTELICA-HEINO, M.; LE COUSTUMER, P. Conformation and size of humic substances: effects on major cation concentration and type, pH, salinity, and residence time. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, v. 272, p. 48-55, 2006.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C. A. Fracionamento da matéria orgânica e sua avaliação qualitativa por EPR num solo submetido dez anos a diferentes sistemas de cultura em plantio direto. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, 1., 1996, São Carlos. Anais... São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 1997. p. 115-121.

BURDON, J. Are the traditional concepts of structures of humic substances realistic? Soil Science, v. 166, n. 11, p. 752-769, 2001.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, V. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, 2001.

CERETTA, C. A.; BAYER, C.; DICK, D. P.; MARTIN-NETO, L.; COLNAGO, L. A. Métodos espectroscópicos. In: Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metropole, 2008. p. 201-205

CLAPP, C. E.; HAYES, M. H. B. Sizes and shapes of humic substances. Soil Science, v. 164, n. 12, p. 777-789, 1999.

DIALLO, M. S.; SIMPSON, A.; GASSMAN, P.; FAULON, J. L.; JOHNSON, J. H.; GODDARD, W. A.; HATCHER, P. G. 3-D Structural modeling of humic acids through experimental characterization, computer assisted structure elucidation and atomistic simulations. Environmental Science & Technology, v. 37, p. 1783-1793, 2003.

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Química da material orgânica do solo. In: SENESI, N.; XING, B.; HUANG, P.M. (Org.).Química e mineralogia do solo: aplicações. Viçosa: SBCS, 2009. v. 2, p. 2.

ENCYCLOPEDIA of soil science. New York: Rattan Lal, 2006. v. 1.

HELAL, A. A.; MURAD, G. A.; HELAL, A. A. Characterization of different humic materials by various analytical techniques. Arabian Journal of Chemistry, v. 4, p. 51-54, 2011

HAYES, M. H. B.; CLAPP, C. E. Humic substances: considerations of compositions, aspects of structures, and environmental influences. Soil Science, v. 166, p. 723-737, 2001.

IKEYA, K.; HIKAGE, T.; ARAI, S.; WATANABE, A. Size distribution of condensed aromatic rings in various soil humic acids. Organic Geochemistry, v. 42, p. 55-61, 2011.

KONONOVA, M. M. Soil organic matter. Oxford: Pergamon Press, 1966. 272 p.

KONONOVA, M. M. Matéria orgânica del suelo: su natureza, propriedades e métodos de investigacion. Barcelona: Oikos-Tau, 1982. 365 p.

LANDGRAF, M.D., R.A. MESSIAS, and M.O.O. REZENDE. 2005. A Importância Ambiental Da Vermicompostagem: Vantagens e Aplicações. São Carlos: Rima.

MACCARTHY, P. The principles of humic substances. Soil Science, v. 166, n. 11, p. 738- 751, 2001.

MANGRICH, A. S. Estruturas químicas de substâncias húmicas: estratégias de pesquisa. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 4., 2001. Viçosa: Sociedade Brasileira de Substâncias húmicas/ Universidade Federal de Viçosa, 2001. p. 15-17.

MARTIN-NETO, L.; NASCIMENTO, O. R.; TALAMONI, J.; POPPI, N. R. EPR of micronutrients-humic substances complexes extracted from brazilian soil. Soil Science, v. 151, p. 369-376, 1991.

MARTIN-NETO, L.; ANDRIULO, A, E.; TRAGUETTA, D. Effects of cultivation on ESR spectra of organic matter from soil size fractions of a mollisol. Soil Science, v. 157, p. 365- 372, 1994a.

MARTIN-NETO, L.; VIEIRA, E.; SPOSITO, G. Mechanism of atrazine sorption by humic acid: a spectroscopic study. Environmental Science and Technology, v. 28, p. 1867-1873, 1994b.

MARTIN-NETO, L.; ROSSEL, R.; SPOSITO, G. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfull along a temperature grassland climosequence. Geoderma, v. 81, p. 305-311, 1998.

MILORI, D. M. B. P.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; BAGNATO, V. S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. Soil Science, v. 167, n. 11, p. 739-749, 2002.

NARDI, S.; PIZZEGHELLO, D.; MUSCOLO, A; VIANELLO, A. Physiological effects of humic substances on higher plants. Soil Biology & Biochemistry, v. 34, p. 1527-1536, 2002.

NUNES, R. R. Dinâmica de herbicidas sulfonilureia no ambiente. 2005. 158 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. Soil Science, v. 166, p. 810-832, 2001.

SIMÕES, M. L. Estudos de interações hidrofóbicas em substâncias húmicas e componentes do solo utilizando análises espectroscópicas. 2005. 147 f. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

STEVENSON, F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. 2. ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

SUTTON, R.; SPOSITO, G. Molecular structure in soil humic substances: the new view. Environmental Science and Technology, v. 39, n. 23, p. 9009-9015, 2005.

SCHULTEN, H. R., SCHNITZER, M. A state of the art structural concept for humic substances. Naturwissenschaften, v. 80, p. 29-30, 1993.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. Chemical model structures for soil organic matter and soils. Soil Science, v. 162, p. 115-130, 1997.

SWIFT, R. S. Molecular weight, size, shape, and charge characteristics of humic substances: Some basic considerations. In: HAYES, M. H. B.; MacCARTHY, P.; MALCOLM, R. L.; SWIFT, R. S. (Ed.) Humic substances II: in search of structure. New York: John Wiley, 1989. p. 449-466.

WANDRUSZKA, von R. The micellar model of humic acid: evidence from pyrene fluorescence measurements. Soil Science, v. 163, p. 921-930, 1998.



CAPÍTULO 11

Em Busca da Estrutura dos Ácidos Húmicos: da Química à Física Molecular

Ramom Rachide Nunes

Sendo a Terra um sistema dinâmico em evolução, o movimento e a estocagem de seus materiais afetam todos os processos físicos, químicos e biológicos. A matéria orgânica do solo rege vários processos pedogenéticos e interfere nos processos geoquímicos e nas propriedades físico-químicas do solo. Em condições naturais, há equilíbrio entre o solo, a vegetação e os animais que fornecem os resíduos orgânicos (LANDGRAF, MESSIAS, REZENDE, 2005).

Como visto no capítulo anterior, a estabilização da matéria é o processo em que os compostos orgânicos presentes no solo são parcialmente transformados em substâncias húmicas.

Aproximadamente 50% da matéria orgânica estabiliza-se completamente devido à degradação de compostos mais facilmente degradáveis, por exemplo, as proteínas, celulose e hemicelulose, que são utilizados pelos microrganismos como fonte de carbono e nitrogênio. A matéria orgânica residual contem macromoléculas recentemente formadas e matéria orgânica não degradada que, juntamente, formam as substâncias húmicas (ZBYTNIEWSKI, BUSZEWSKI, 2005; SÁNCHEZ-MONEDERO et. al, 2002).

Na busca pela estrutura dos ácidos húmicos, a química do solo, área que estuda as substâncias húmicas, tem obtido relevantes avanços nas últimas décadas na elucidação de uma forma estrutural para os componentes orgânicos de maior relevância para a fertilidade e qualidade do solo.

Porém, ainda hoje não existe um modelo que contemple totalmente a composição química, a estrutura, a forma e o tamanho de suas moléculas constituintes das substâncias húmicas, em especial os ácidos húmicos, o que gera controvérsias e discussões no tocante aos estudos recentes publicados (BURDON, 2001; MACCARTHY, 2001; PICCOLO, 2001).

Este capítulo tem como finalidade apresentar os conceitos, aplicações e avanços relacionados a duas das principais técnicas espectroscópicas utilizadas no estudo e compreensão da estrutura dos componentes húmicos do solo: pirólise (acoplada a espectrometria de massas) e ressonância magnética nuclear (RMN).

Assim, o presente capítulo foi divido em duas partes, e contou com a colaboração de pesquisadores renomados e com expertise em cada técnica abordada:

(i) PARTE I: TÉCNICAS DE RESSONÂNCIA MAGNÉTICA APLICADAS NO ESTUDO DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Autores: Etelvino Henrique Novotny & Luiz Alberto Colnago

(ii) PARTE II: PIRÓLISE E REAÇÕES DE HIDRÓLISE E METILAÇÃO TERMICAMENTE ASSISTIDAS (TERMOQUEMÓLISE) PARA IDENTIFICAÇÃO DE COMPOSTOS NAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

Autor: Luciano Pasqualoto Canellas

LITERATURA RECOMENDADA

BURDON, J. Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? **Soil Science**, v. 166, n. 11, p. 752-769, 2001.

LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A Importância Ambiental da Vermicompostagem: Vantagens e Aplicações**,1a. ed., São Carlos: Rima, 2005.

MACCARTHY, P. The principles of humic substances. **Soil Science**, v. 166, n. 11, p. 738-751, 2001.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. **Soil Science**, v. 166, n. 11, p. 810-832, 2001.

SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; CEGARRA, J.; GARCÍA, D.; ROIG, A. Chemical and structural evolution of humic acids during organic waste composting. **Biodegradation**, v. 13, n. 6, p. 361-371, 2002.

ZBYTNIEWSKI, R.; BUSZEWSKI, B. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sew age sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 4, p. 479-484, 2005.

CAPÍTULO 11 / Parte 1

Técnicas de Ressonância Magnética Aplicadas no Estudo da Matéria Orgânica do Solo

Etelvino Henrique Novotny
Luiz Alberto Colnago

1. CONCEITOS BÁSICOS

1.1. O momento magnético das partículas atômicas e o fenômeno de ressonância magnética

A fundamentação física da ressonância magnética, tanto nuclear quanto eletrônica, baseia-se nas propriedades magnéticas das partículas atômicas, os elétrons e os núcleons (prótons e nêutrons). Essas propriedades magnéticas, numa visão clássica, advêm do fato que partículas carregadas eletricamente em rotação ao redor do próprio eixo ("spin") geram um campo magnético. Com isso essas partículas se comportam como pequenos magnetos (dipolos). Embora os nêutrons possuam carga elétrica nula eles também apresentam um momento magnético. Isso pode ser justificado ao imaginá-los como partículas com carga total nula porém com distribuição de cargas não uniforme (Freitas e Bonagamba, 1999).

Esse momento magnético é quantizado, ou seja, só pode existir em certos valores discretos, definidos pelo número quântico de spin (m_s)[1] que indica a projeção (componente) desse momento magnético, S_z, em um eixo arbitrário. Na ausência de um campo magnético esses dipolos magnéticos estarão alinhados aleatoriamente e os

[1] Optou-se por indicar o número quântico de spin como m_s tanto para o elétron como para os núcleons, porém é comum encontrar-se a notação m_s para o elétron e m_I para os núcleons.

diferentes estados de spin (m_s= ± 1/2) serão equivalentes em energia, ou seja, degenerados. Porém, na presença de um campo magnético externo, cuja direção é definida como sendo a direção do eixo z de coordenadas cartesianas, eles assumirão diferentes orientações distinguidas pelo número quântico m_s, sendo uma delas, de menor energia, paralela ao campo magnético e outra, de maior energia, antiparalela. Os estados de spin de menor energia são m_s= +1/2 para os núcleons e m_s= 1/2 para o elétron. A diferença dos sinais para os estados de menor energia é devida à carga negativa do elétron.

A interação do momento magnético da partícula com o campo magnético levará, segundo as regras da mecânica quântica, a um diagrama energético cuja energia da partícula será restrita a certos valores discretos definidos pelos seus respectivos números quânticos. Esses níveis energéticos são dados pela relação:

$$E = \pm g \mu B m_s \qquad \text{(Equação 1)}$$

sendo o sinal positivo para o elétron e negativo para os núcleons; g é uma constante de proporcionalidade conhecida como fator de Zeeman, fator-g ou valor-g e é característica de cada partícula sendo igual a 2,0023193 para o elétron livre (Weil et al., 1994), isso é, um único elétron no vácuo. Para o próton e o nêutron os valores de g são 5,5856912 e 3,8260837, respectivamente (Freitas e Bonagamba, 1999); μ é o magneton de Bohr (μ_B) para o elétron (9,2740154 10^{24} J T^1) e magneton nuclear (μ_n) para os núcleons (5,0507866 10^{27} J T^1); B (em T) é a densidade de fluxo magnético que por simplicidade é denominada apenas de campo magnético. Devido à diferença de massa entre as partículas o magneton de Bohr é 1836 vezes maior que o magneton nuclear e assim o momento magnético do elétron é cerca de 2000 vezes maior que o dos núcleons. O diagrama energético para uma partícula com spin 1/2 submetido a um campo magnético é dado na (Figura 1).

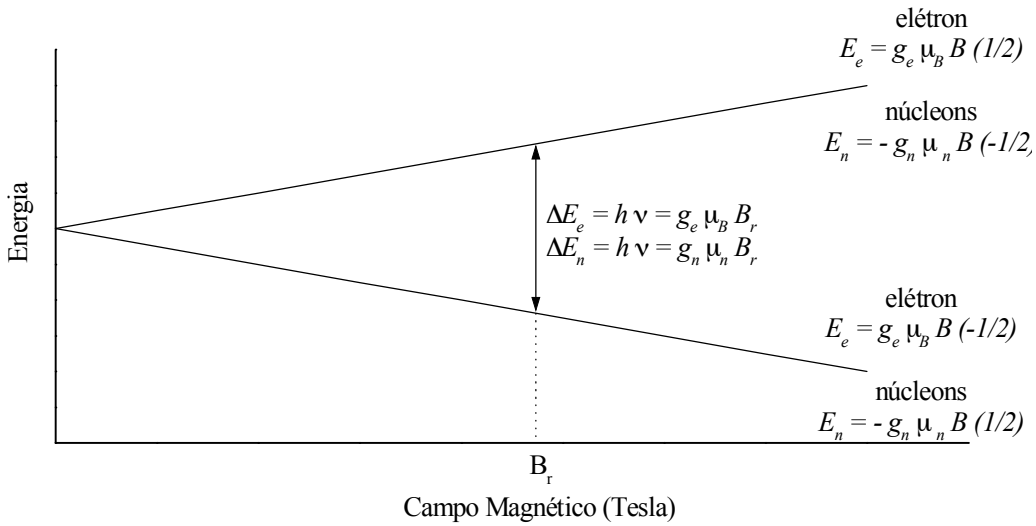


Figura 1. Remoção da degenerescência dos estados de spins por um campo magnético (efeito Zeeman). Os índices "e" e "n" referem-se ao elétron e aos núcleons, respectivamente.

Substituindo-se os números quânticos de spin na Eq. (1), têm-se os valores de energia para cada estado ($\pm 1/2\ g\ \mu\ B$) e a separação de energia entre os dois estados, chamada de separação Zeeman, será de:

$$\Delta E = g\ \mu\ B \qquad \text{(Equação 2)}$$

Essa separação aumenta linearmente com o aumento de *B* (Figura 1). Transições de dipolo magnético entre os dois estados de spins ocorrem quando se faz incidir, perpendicularmente ao *B*, radiação eletromagnética cujos fótons possuem energia *hv* igual a *ΔE*, onde *h* é a constante de Planck (6,6260755 10^{-34} J s) e *v* é a freqüência da radiação incidente, como mostrado a seguir:

$$hv = \Delta E = g\ \mu\ Br \qquad \text{(Equação 3)}$$

Essa equação representa a condição de ressonância num experimento de ressonância magnética e B_r é o campo magnético em que ocorre esse fenômeno (Figura 1). Assim pode-se atingir a condição de ressonância variando-se a freqüência da radiação incidente ou o campo magnético externo.

Tanto as transições para o nível de maior energia quanto para o de menor são igualmente prováveis, porém somente ocorrerá absorção líquida de energia pela amostra quando a população de spins do nível de menor energia for superior à população de spins de maior energia (Carrington e McLachlan, 1967). Quando as populações de spins desses níveis se igualarem o sistema estará num estado de saturação (Poole, 1983). Em um conjunto macroscópico de spins, submetido a um campo magnético externo em equilíbrio térmico e sem a aplicação de radiação eletromagnética que promova as transições de spins, a razão entre as populações de spins dos níveis energéticos pode ser satisfatoriamente descrita pela distribuição de Boltzmann:

$$n+/n- = exp(-hv/kT) \cong 1 - g\,\mu\,B/kT \qquad \text{(Equação 4)}$$

onde n^+ e n^- são as populações dos níveis de maior e de menor energia respectivamente, k é a constante de Boltzmann ($1{,}380658\ 10^{-27}$ J K^{-1}) e T a temperatura (K) da amostra em estudo (Goodman e Hall, 1994). Assim a diminuição da temperatura da amostra ou o aumento do campo magnético leva a um aumento da população de spins de menor energia e conseqüentemente a um aumento da intensidade do sinal.

1.2. Tempos de relaxação

Se a partícula promovida ao nível de maior energia retornasse ao seu estado fundamental emitindo radiação não seria possível detectar a absorção líquida de energia, pois cada fóton absorvido seria re-emitido. Existem, porém, acoplamentos entre os spins e o meio atômico circundante que possibilitam a transferência de energia sem a emissão de um fóton durante a transição do spin de volta para o nível inferior. Esse processo é denominado de relaxação spin-rede, e possui um tempo característico (T_1) dependente dos acoplamentos existentes (Coelho-Neto, 1992). A rede refere-se a outros átomos na molécula e outras moléculas, incluindo o solvente quando for o caso. A taxa de transição do nível de menor energia para o de maior energia não pode exceder a taxa de relaxação de volta para o estado fundamental, pois, nesse caso, haverá a saturação do sistema (Senesi, 1990). Pode haver relaxação também pela transferência de energia de um spin para outro, que é conhecida como relaxação spin-spin. Nesse caso o tempo do processo é T_2 e a largura de uma linha espectral é inversamente relacionada a esse tempo (T_2). Na ausência de saturação, quanto maior a taxa de relaxação ou seja menor T_2, mais larga será a linha espectral (Weil et al., 1994), perdendo-se resolução e até mesmo impossibilitando o registro do espectro pois pelo Princípio da Incerteza, $\Delta E\ \Delta t = h/2\pi$, se o tempo de relaxação for muito pequeno ($\Delta t \rightarrow 0$), as linhas de ressonância ficarão muito largas ($\Delta E \rightarrow \infty$), e não sairão da linha base (não serão percebidas). Isso freqüentemente ocorre com os compostos de coordenação

inorgânicos. Nesse caso também a diminuição da temperatura da amostra pode ser efetiva pois isso acarretaria um aumento dos tempos de relaxação. Em certos casos, com íons de metais de transição, opta-se por adquirir o espectro em temperaturas de N_2 ou mesmo He líquidos (77 K e 4,2 K, respectivamente).

1.3. Regras de seleção

As condições para que a matéria absorva radiação eletromagnética estão sumariadas nas regras de seleção. As transições que são possíveis, de acordo com essas regras, são chamadas de permitidas, enquanto as transições que não obedecem essas regras são chamadas de proibidas. É importante ressaltar que o termo proibido refere-se a regras estabelecidas para um modelo simples, de modo que transições proibidas podem se tornar permitidas por mecanismos não incluídos nesse modelo simples. Porém, a intensidade de absorção ou emissão que ocorre com uma transição está relacionada à probabilidade desse evento (transição) ocorrer. Quanto mais provável for o evento, mais intensa será a absorção, assim, transições proibidas são de baixa probabilidade e logo dão absorções de baixa intensidade (Drago, 1992).

As regras de seleção para RPE são: Δm_s nuclear igual a 0 e Δm_s eletrônico igual a ± 1, ou seja, as transições nucleares e de mais de um spin eletrônico são pouco prováveis. Já para RMN temos como transições proibidas as de spin eletrônico e as de mais de um spin nuclear.

1.4. O spin total resultante

Em sistemas atômicos e moleculares não mais do que dois elétrons podem ocupar um dado orbital espacial e quando dois elétrons ocupam um mesmo orbital seus números quânticos de spin (m_s) sempre terão sinais opostos, ou seja, esses elétrons estarão emparelhados tendo seus spins anti-paralelos, o que é expresso pelo *Princípio de Exclusão de Pauli*. Nesse caso o momento magnético de cada elétron cancela o outro, resultando que orbitais completos não são efetivos quanto ao spin-magnetismo e logo apenas quando, no mínimo um orbital da espécie química possuir um elétron desemparelhado, essa espécie química poderá servir de sonda de RPE. Em se tratando de elétrons e núcleons, a soma dos spins desemparelhados de dada espécie é o spin total resultante sendo representado por *S* no caso de spin eletrônico e *I* no nuclear.

Na presença de um campo magnético externo cada spin desemparelhado poderá assumir duas diferentes orientações (paralelo e anti-paralelo em relação ao campo magnético externo), com isso a projeção do momento magnético resultante no eixo de coordenadas cartesianas *z* adota *2 S + 1* ou *2 I + 1* (multiplicidade) diferentes orientações (Figura 2).

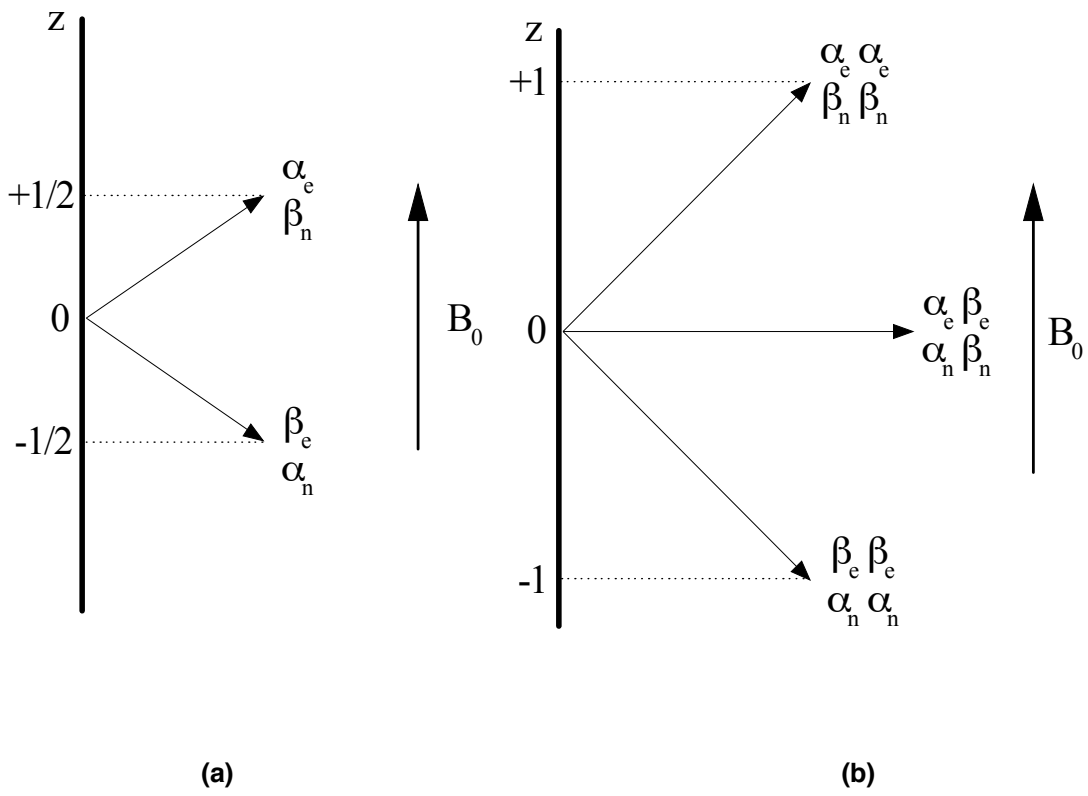


Figura 2. Orientação quantizada do spin; α e β são os estados de spin +1/2 e 1/2 respectivamente, o eixo *z* tem como unidade [?]. (a) *S* = 1/2 e (b) *S* = 1. Os sub índices "*e*" e "*n*" referem-se ao elétron e aos núcleons, respectivamente.

1.5. Interações magnéticas

A condição de ressonância dada pela Eq. (3) depende de constantes próprias da partícula em questão (*g* e *μ*) e do *B*, porém o campo magnético efetivo (B_{efet}) a que determinada partícula é submetida não é necessariamente apenas o *B* aplicado. Adicionalmente a esse podem existir campos magnéticos locais (B_{local}), decorrentes de outras interações magnéticas, que se somam vetorialmente ao *B* para produzir o B_{efet} que age sobre a partícula. Devido a isso,

a condição de ressonância dada pela Eq. (3) ocorrerá em um valor de B diferente daquele para a partícula livre ou haverá o desdobramento da linha de ressonância em multipletos. Exemplos de B_{local} são os decorrentes do movimento orbital dos elétrons e do momento magnético das demais partículas. De fato se não houvesse essas interações os espectros de RPE e RMN limitar-se-iam apenas a uma linha simples com g igual ao valor da partícula livre não fornecendo quaisquer informações a respeito do átomo ou molécula ao qual essa partícula dotada de momento magnético pertence. Na prática essas interações produzem uma multiplicidade de fascinantes e úteis fenômenos observáveis pela RMN e RPE (Weil et al., 1994).

1.6. A energia Zeeman

Um campo magnético externo induz os elétrons de um átomo ou molécula a fazerem um movimento de precessão ao redor da direção desse campo e esse movimento circular gera uma componente de campo magnético contrária ao B (*Lei de Lenz*), e em se tratando de núcleons (RMN) esse B_{local} é um importante componente para o B_{efet} de tal sorte que a Eq. (3) pode ser modificada para:

$$h\nu = \Delta E = g_n \mu_n (1-\sigma) B \qquad \text{(Equação 4)}$$

onde σ é chamada de constante de blindagem cujo valor é da ordem de 10^{-6}. O grau de blindagem depende da densidade de elétrons ao redor do núcleon em questão. Com isso o núcleon serve como uma sonda para o ambiente químico (densidade eletrônica) em que está inserido. É importante ressaltar que mesmo elétrons emparelhados geram esse B_{local}, embora a magnitude desse seja muito menor do que daquele gerado por elétrons desemparelhados (Silverstein et al., 1991).

Para o caso eletrônico, elétrons emparelhados ou em orbitais esféricos (orbital s) não contribuem significativamente para alterar o B_{efet}. Apesar disso a energia de ressonância do elétron pode diferir muito do valor teórico $h\nu = \Delta E = 2{,}0023193\ \mu_B B_r$ do elétron livre. Em RMN é usual considerar-se que o g_n é uma propriedade inerente dos núcleons e qualquer correção na energia Zeeman são interpretadas como efeitos de blindagem Eq. (5). Já os espectrocopistas de RPE preferem descrever as mudanças na energia Zeeman como alterações do momento magnético efetivo do elétron, ou seja o valor-g não é uma constante e pode ser diferente em diferentes situações, com isso o valor-g medido experimentalmente pode diferir muito do g_e.

O momento angular intrínseco de spin do elétron desemparelhado é associado com um valor-g igual ao g_e, porém o movimento orbital desse elétron pode dotá-lo de um pequeno momento angular orbital que altera o momento magnético efetivo e conseqüentemente o seu valor-g (Carrington e McLachlan, 1967). Assim o valor de g em espectroscopia de RPE é utilizado na caracterização de grupos de átomos das estruturas moleculares, como os números de onda (λ^{-1}) de uma determinada banda de absorção em espectroscopia no infravermelho, ou o comprimento de onda do máximo de absorção (λ_m) em espectroscopia eletrônica (ultravioleta - visível).

1.7. O acoplamento hiperfino e super-hiperfino

Os momentos magnéticos dos elétrons e dos núcleons podem ser acoplados via interação de contato (contato de Fermi) sendo a constante de acoplamento *a*, com dimensão de energia proporcional à densidade do elétron desemparelhado no núcleo. Assim sendo a interação de contato só pode ocorrer quando o elétron desemparelhado possuir uma probabilidade finita de densidade no núcleo. Logo, elétrons em orbitais *p*, *d*, *f* e superiores, que têm funções de onda com nós no núcleo (densidade eletrônica nula) precisam ter algum caráter de orbital *s* para que possa ocorrer a interação via interação de contato (Carrington e McLachlan, 1967).

Entretanto, no estado líquido, outro mecanismo pode viabilizar o acoplamento dos momentos magnéticos dos elétrons e dos núcleons e quanto mais eficiente for esses mecanismos maior será a constante de acoplamento. O primeiro mecanismo é a interação de troca na qual ocorre a polarização dos spins eletrônicos de orbitais *s* cheios pelo elétron desemparelhado de orbitais cuja densidade eletrônica no núcleo seja zero (orbitais *p*, *d*, *f*,...). Como esses elétrons “internos” sofrem a influência tanto do momento magnético eletrônico quanto do nuclear, eles efetivamente acoplam esses dois sistemas. O segundo mecanismo é a interação dipolar que, como já visto na seção anterior, depende da distância e da orientação relativa das partículas em interação, sendo que, a orientação do spin nuclear é governada pelo campo magnético aplicado enquanto que a do elétron desemparelhado depende de qual orbital ele está e da orientação da molécula ou átomo em relação ao campo magnético aplicado.

Quando um elétron desemparelhado, que possa interagir com um núcleo com spin diferente de 0, for submetido a um campo magnético externo esse elétron estará submetido também a um campo magnético inerente do núcleo que pode ser somado ou subtraído ao campo externo, ou seja, o B_{efet} experimentado pelo elétron desemparelhado será a soma do *B* com o B_{local} gerado pelo spin nuclear.

O acoplamento é chamado de hiperfino para o caso em que o elétron desemparelhado interage com seu próprio núcleo e super-hiperfino quando a interação ocorre com o spin nuclear de núcleos adjacentes. Para o caso de $I = 1/2$ a linha de RPE será dividida em duas (Figura 13) e a separação dessas linhas corresponde ao valor da constante de interação hiperfina ou super-hiperfina (a). O número de linhas dessas interações é dado pela multiplicidade dos estados de spin nuclear ($2\ I + 1$). Experimentalmente mede-se a separação entre as linhas dos multipletos ($A = a\ g^{1}\ \mu_B{}^{1}$) em unidades de campo magnético (T). Esse valor pode ser positivo ou negativo sendo que, para os objetivos desse trabalho, será considerado apenas seu valor absoluto. É comum, também, encontrar a constante de acoplamento hiperfino ou super-hiperfino em unidades de cm^{-1} ou MHz. A relação entre essas unidades é: A (mT) / a (cm^{1}) = 2141,9497 / g; e a (cm^{1}) = 3,33546 10^{5} A (MHz). O valor da constante de acoplamento hiper-fino ou super-hiperfino depende do grau de interação que ocorre entre o(s) elétron(s) desemparelhado(s) e o núcleo em questão.

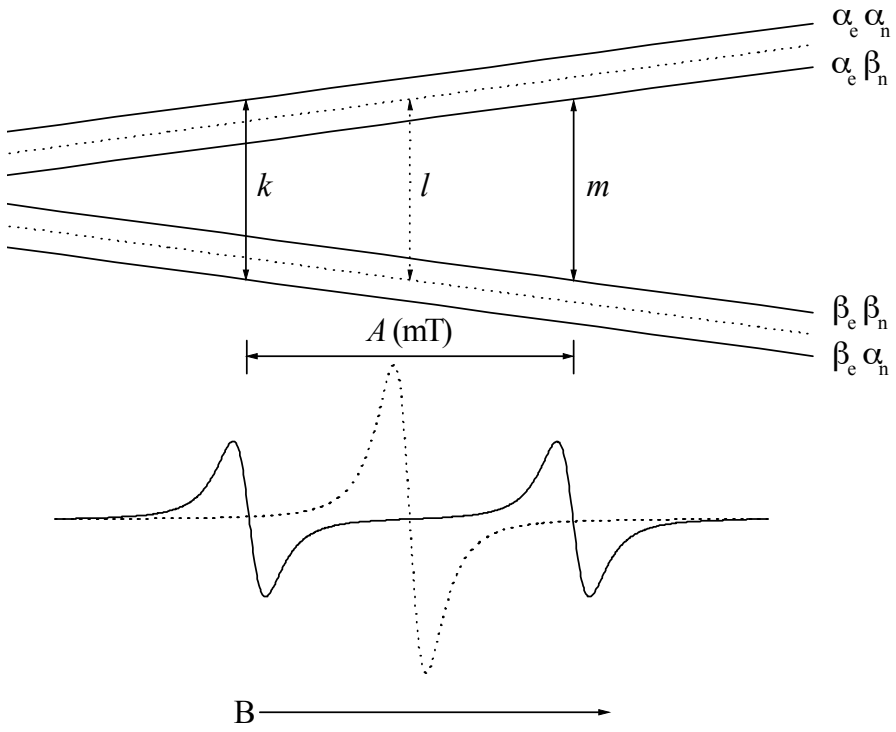


Figura 3. Níveis de energia e o respectivo espectro de RPE para um sistema com $S = 1/2$ e $I = 1/2$ (linhas cheias) e $S = 1/2$ e $I = 0$ (linhas pontilhadas). As setas denominadas k, l e m representam as transições permitidas.

Em alguns casos o elétron desemparelhado pode estar deslocalizado sobre diversos átomos idênticos, por exemplo complexos metálicos polinucleares e radicais livres orgânicos. Nesses casos o número de linhas será dado por: (*2 n I + 1*), onde *n* é o número de núcleos equivalentes com quem o elétron desemparelhado interage.

1.8. Área sob a linha de ressonância

A área sob a linha de ressonância será proporcional à concentração da espécie responsável por essa linha desde que o espectro tenha sido adquirido em condições quantitativas, ou seja, quando não houver, por exemplo: saturação do sistema; supressão de sinais decorrentes de características da própria amostra; ajuste inadequado de parâmetros. Porém, a quantificação absoluta utilizando técnicas de ressonância magnética, em substâncias húmicas raramente é efetuada. O que se faz freqüentemente é uma quantificação relativa dos diferentes grupos químicos (RMN), ou da espécie paramagnética em relação a um padrão (RPE). Esse assunto será tratado em detalhes no capítulo 6.

2. A ESPECTROSCOPIA DE RESSONÂNCIA PARAMAGNÉTICA ELETRÔNICA (RPE)

2.1. Introdução

A RPE é um ramo da espectroscopia na qual a radiação eletromagnética, normalmente na freqüência de microondas, é absorvida por moléculas, íons ou átomos possuindo elétrons com spins desemparelhados, que são chamados de centros paramagnéticos (Drago, 1992), quando esses são submetidos a um campo magnético. A técnica de RPE baseia-se na existência de um momento magnético líquido, ou resultante, de spin associado ao elétron (Parish, 1990). Essa técnica concerne à detecção de elétrons desemparelhados e à caracterização de seu ambiente químico. Substâncias diamagnéticas, ou seja, aquelas que não possuem elétrons desemparelhados, não podem ser detectadas por RPE e, portanto, não interferem nos experimentos envolvendo substâncias paramagnéticas.

Com a RPE é possível analisar-se não destrutivamente amostras sólidas, líquidas e gasosas. É uma técnica extremamente sensível e sob condições favoráveis o limite de detecção para centros paramagnéticos encontra-se no intervalo de 10^{11} a 10^{12} spins g^{1}, o que equivale à parte por bilhão. A resolução, porém, é perdida quando os centros paramagnéticos estão próximos o suficiente para que ocorra significante interação dipolar entre eles. Portanto essa técnica aplica-se, primariamente, na caracterização de espécies magneticamente diluídas (Goodman e Hall, 1994)

porém, diferentemente da espectroscopia no infravermelho, em RPE a diluição de amostras sólidas não é obtida pela simples mistura com um pó “silencioso” (diamagnético) mas sim há a necessidade da diluição dos centros paramagnéticos em nível molecular. No caso de soluções, solventes com alta constante dielétrica (por exemplo água) não são recomendados pois ocorrem perdas de potência da energia aplicada na forma de microondas pela interação do solvente com a componente elétrica dessa, assim como aquecimento e outros problemas (Parisch, 1990). Porém é possível a aquisição de espectros nessas condições utilizando as celas planas (“flat cells”) ou tubos capilares especiais.

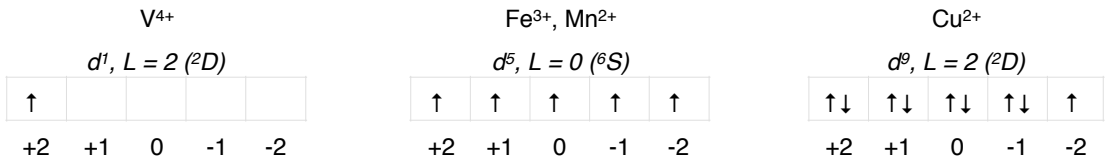
A maioria dos experimentos em RPE é efetuada em uma freqüência ao redor de 9 GHz, que é conhecida como banda-X de freqüência, ou de 35 GHz (banda-Q). Com essas freqüências o B_r de um elétron livre será de 321,1 mT e 1248,9 mT, respectivamente. Essas freqüências foram escolhidas pois já havia equipamentos que as utilizavam tais como radares marinhos (9 GHz) e de aeroportos (35 GHz) (Parisch, 1990). Há, no entanto, experimentos executados em outras freqüências de microondas tais como de 1 a 2 GHz (banda-L, B_r = 35,7 e 71,4 mT), 3 a 4 GHz (banda-S, B_r = 107 e 142,7 mT), 24 GHz (banda-K, B_r = 856,4 mT), 50 GHz (bandaV, B_r = 1784,1 mT) e 95 GHz (banda-W, B_r = 3389,8 mT). Normalmente os experimentos de RPE são efetuados à temperatura ambiente, porém, sobre certas circunstâncias, torna-se interessante efetuá-los a baixa temperatura utilizando N_2 ou mesmo He líquido (77 K e 4,2 K, respectivamente) para o resfriamento.

As espécies paramagnéticas freqüentemente observadas incluem radicais livres orgânicos, complexos metálicos paramagnéticos e estados tripletos excitados de moléculas diamagnéticas (Bunce, 1987). Para a aquisição de um espectro de RPE a amostra é colocada dentro de uma cavidade ressonante cujas dimensões são ajustadas à freqüência de microondas utilizada e, logo, é impossível variar essa freqüência sem variar as dimensões da cavidade. Assim, por questões práticas, é mais conveniente submeter a amostra à radiação de microondas com freqüência fixa e conhecida e variar B (Parisch, 1990). Isso provoca a variação de ΔE até que a condição de ressonância , dada pela Eq. (3), seja atingida e ocorra a transição de spin com a absorção de energia que é detectada pelo equipamento.

Geralmente os espectros de RPE são adquiridos na forma de primeira derivada do espectro de absorção (Figura 13b). A resolução pode ser melhorada pela aquisição do espectro em segunda derivada (Parisch, 1990), entretanto a relação sinal-ruído em espectroscopia diminui geometricamente com sucessivas derivações (Starsinic et al., 1984).

2.2. O fator-g

O momento angular orbital do elétron é caracterizado pelo número quântico secundário (representado por *l*), que especifica o seu módulo, e pelo número quântico magnético (m_l), que especifica a sua orientação com respeito a um dado eixo *z*. Os valores de *l* variam de 0 a *n* – 1 (*s, p, d, f, g,...*), sendo *n* o número quântico principal, e m_l varia de $-l$ a $+l$. A soma dos m_l de todos os elétrons em orbitais incompletos fornece o momento angular orbital total que é representado por *L* (*S, P, D, F, G...*) e o estado desse átomo pode ser representado por $^{(2S+1)}L$, onde o subscrito à esquerda é a multiplicidade de spin (seção 2.2.2.4). A seguir são dados alguns exemplos de configurações:



O acoplamento spin-órbita fornece um mecanismo com o qual o momento angular orbital pode ser adicionado, ou misturado, ao momento angular de spin (Goodman e Hall, 1994). Quando há significativa contribuição desse momento angular orbital ao momento magnético total do elétron desemparelhado o valor de *g* pode desviar significativamente do g_e.

Desvios do valor-g do g_e ($g - g_e = \Delta g$) podem ser explicados com a seguinte analogia: campos cristalinos removem a degenerescência dos orbitais *d* dos metais de transição,[1] ou seja, quando esses átomos estão formando complexos os ligantes provocam distorções dos orbitais alterando a energia desses. Com essa remoção da degenerescência o elétron desemparelhado não terá acesso indiscriminado a esses orbitais, tendo uma maior densidade no orbital de menor energia. Entretanto, a mistura do estado fundamental com estados excitados é possível e essa transição pode ser pictoricamente compreendida como um movimento do elétron desemparelhado entre orbitais "vizinhos". Por exemplo, transições $d_{x^2y^2} \leftrightarrow d_{xy}$ e $d_{z^2} \leftrightarrow d_{yz}$, gerando um B_{local} paralelo e outro perpendicular ao *B*, respectivamente (regra da mão direita), o que alteraria o valor-g desse elétron. A magnitude de Δg é inversamente

[1] Esses orbitais são designados d_{xy}, d_{xz}, d_{z^2}, d_{yz}, e $d_{x^2y^2}$ sendo o orbital d_{z^2} coincidente com o eixo *z*, $d_{x^2y^2}$ coincidente com os eixos *x*, *y* e d_{xy}, d_{xz}, d_{yz} coincidentes com a bissetriz dos eixos indicados pelos subscritos.

proporcional à separação energética entre esses orbitais, pois grandes diferenças energéticas entre os orbitais dificultam o movimento eletrônico hipotético.

A forma geral para o valor-g obtido é dada por:

$$g = g_e - n\,\lambda\,\Delta E^{-1} \qquad \text{(Equação 6)}$$

onde *n* é o coeficiente de mistura entre os orbitais envolvidos, e é obtido do chamado "pentágono mágico" (Figura 14), λ é a constante de acoplamento spin-órbita para o átomo livre e que será positiva para átomos com menos de cinco elétrons *d* e negativa para mais de cinco elétrons *d*. O valor absoluto de λ depende do estado de oxidação do átomo mas aumenta rapidamente com o aumento do número atômico, e ΔE é a separação em energia desses orbitais que pode ser obtida de espectros eletrônicos (Parish, 1990).

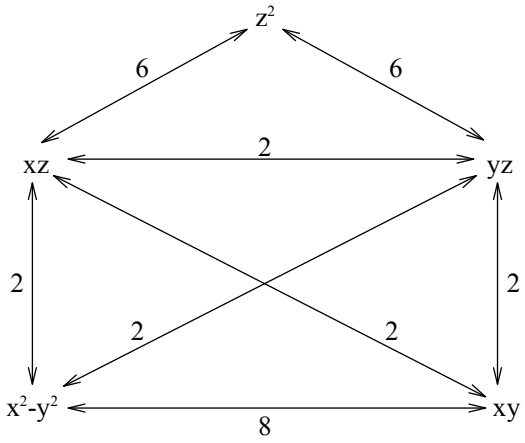


Figura 4. "Pentágono mágico" utilizado para a obtenção do coeficiente de mistura (número nas setas) dos pares de orbitais d.

Devido ao fato de λ aumentar e ΔE diminuir com o aumento do número atômico observa-se que radicais livres orgânicos apresentam valores de g próximos ao ge, enquanto que metais de transição podem apresentar grandes deslocamentos do valor-g em relação ao ge.

Utilizando a constante de acoplamento spin-órbita e a ΔE obtida de espectros eletrônicos dificilmente se consegue reproduzir os valores de g experimentais obtidos dos espectros de RPE. Para ajustar esses valores experimentais modifica-se a Eq. (6) para:

$$g = g_e - k\, n\, \lambda\, \Delta E^{-1} \qquad \text{(Equação 7)}$$

onde o fator k é sempre menor do que um e inversamente relacionado ao caráter covalente das ligações do complexo. Esse caráter covalente deslocaliza o elétron desemparelhado na direção dos ligantes reduzindo assim sua contribuição orbital ao momento magnético total com conseqüente redução de Δg.

2.3. Anisotropia do fator-g e sistemas rígidos não orientados

Em sistemas químicos o elétron desemparelhado ocupa um orbital que pode ser mais ou menos localizado em um átomo simples ou pode ser grandemente deslocalizado na molécula ou radical. O fator-g reflete a natureza desse orbital inclusive sua simetria. Caso o radical em questão possua uma simetria esférica ou cúbica apenas um valor de g será obtido, independente da orientação desse radical em relação ao campo magnético externo (isotropia). Porém para radicais de menor simetria o fator-g pode variar de acordo com a orientação do orbital contendo o elétron desemparelhado em relação ao campo magnético externo (anisotropia).

Ao analisar-se um mono-cristal, com anisotropia em g, o valor medido desse parâmetro será dependente da orientação dos eixos desse mono-cristal em relação ao B, portanto, três valores característicos, g_x, g_y e g_z, podem ser obtidos e esses valores fornecem informações a respeito dos eixos principais de simetria do orbital contendo o elétron desemparelhado. No caso de simetria axial, $g_x = g_y$ e ambos são designados por $g_\perp$, e g_z é designado $g_{//}$ (Goodman e Hall, 1994).

Por outro lado, quando o movimento de rotação aleatório dos átomos ou moléculas atinge taxas consideravelmente maiores do que a freqüência de operação do espectrômetro, qualquer anisotropia se anula durante o tempo requerido para excitar-se o sistema. Sendo assim, em qualquer instante o conjunto de átomos ou moléculas terá todas as possíveis orientações em relação ao campo magnético externo e o espectro resultante será “aparentemente” isotrópico e terá apenas um fator-g. É interessante ressaltar que a freqüência de operação dos espectrômetros de RPE é na faixa das microondas (GHz) de tal sorte que para a anisotropia ser nula a taxa desse movimento rotacional, dada

pelo inverso do tempo de correlação, deve ser muito elevada. Com isso macromoléculas, ou mesmo íons em meios viscosos, podem apresentar espectros de RPE com anisotropia em sistemas líquidos. Essa característica pode ser utilizada em estudos dinâmicos nos quais se avalia o tempo de correlação da amostra ou de grupamentos químicos.

Em sistemas rígidos não orientados, tais como amostras sólidas na forma de pó e soluções congeladas, todas as possíveis orientações ocorrerão aleatoriamente, mantendo-se, contudo, as posições moleculares. Cada molécula com uma orientação particular tem seu próprio fator-g e o espectro resultante é a soma dos espectros individuais de cada molécula. Para um sistema isotrópico apenas um valor de *g* será obtido (Figura 15a).

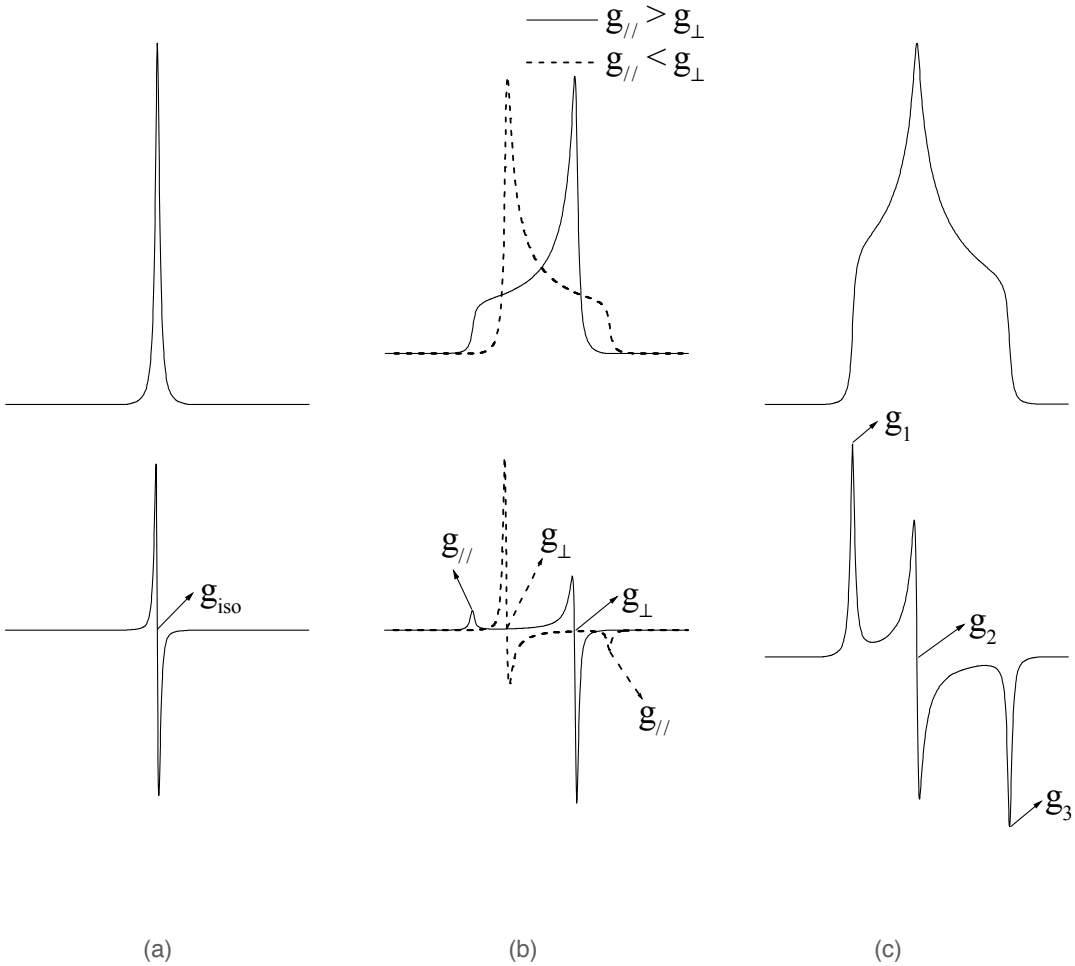


Figura 5. Espectros de RPE de amostras não orientadas (pó ou solução congelada); absorção (superior) e primeira derivada (inferior) sendo: (a) sistema isotrópico; (b) com simetria axial e (c) com simetria rômbica.

Para o caso da simetria axial, em base puramente estatística, haverão poucas moléculas com o eixo principal de simetria paralelo ao campo magnético externo e muitas moléculas com o eixo principal de simetria perpendicular a ele de modo que a intensidade de absorção do sinal correspondente ao $g_{\perp}$ será máxima (Parisch, 1990). Assim, em primeira derivada, mede-se o $g_{\perp}$ na posição onde a linha de ressonância passa por zero e o $g_{//}$ em um máximo ou mínimo, dependendo se ele for maior ou menor que o $g_{\perp}$, respectivamente (Figura 15b). Já para um centro paramagnético com simetria rômbica três valores de g serão observados no espectro (Figura 15c).

Freqüentemente, a determinação dos valores-g diretamente dos espectros é difícil e há a necessidade de simular esses espectros com o auxílio de métodos computacionais.

2.4. A separação de campo zero (interação fina)

No caso em que íons ou moléculas possuam mais de um elétron desemparelhado próximos ($S > 1/2$) haverá uma interação entre os momentos magnéticos desses elétrons. O campo magnético efetivo experimentado pelos elétrons desemparelhados será a soma do campo magnético aplicado com o campo magnético local gerado pelo(s) spin(s) eletrônico(s) do(s) outro(s) elétron(s) desemparelhado(s). Essa interação magnética, que ocorre via acoplamento spin-órbita, pode remover a degenerescência (provocar a separação de energia entre os estados de spin) mesmo na ausência de campo magnético externo e essa quebra de degenerescência é chamada de separação de campo zero (D). A princípio ela é zero para simetria estritamente cúbica, porém a separação de campo zero ocorre na vasta maioria dos casos (Parish, 1990). Quando D for igual a zero as diferentes transições permitidas ocorrerão em um mesmo valor de campo magnético externo e apenas uma linha de ressonância será obtida (Figura 16a).

$D\,(\pm 3/2)^2 - D\,(\pm 1/2)^2 = 2\,D$

$D\,(\pm 5/2)^2 - D\,(\pm 3/2)^2 = 4\,D$

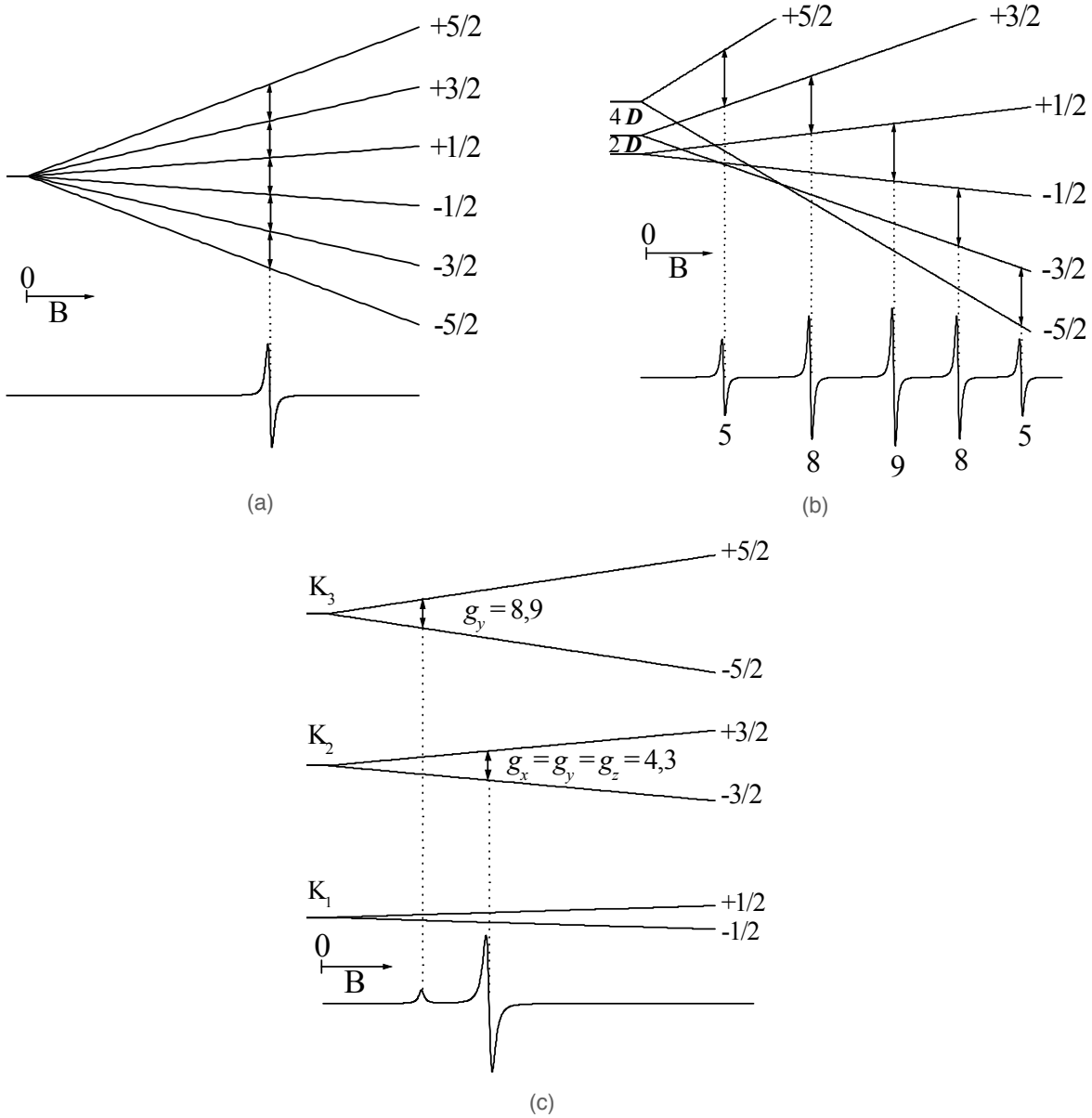


Figura 6. Diagramas de energia e respectivos espectros de RPE para sistemas $S = 5/2$. (a) Em simetria cúbica $D = 0$; (b) em simetria menor que a cúbica com $D << h\,v$ e (c) com $D >> h\,v$ e $E/D = 1/3$, p. ex.: Fe^{3+} em sítio rômbico. D é a separação de campo zero, os números sob as linhas de ressonância em (b) são as suas intensidades relativas. Cada par de níveis energéticos formado por $\pm\, m_s$ é chamado de dubleto de Kramer (spin efetivo de 1/2) sendo indicados em (c) por K_1, K_2 e K_3.

Porém, quando D for diferente de zero, os níveis energéticos não mais serão degenerados na ausência do campo magnético externo (Figura 16b) e essa separação em energia será dada por $D\ S^2$. Devido a essa separação de campo zero as diversas transições de ressonância magnética não mais coincidirão e uma série de linhas será obtida (estrutura fina do espectro). A intensidade relativa dessas linhas será dada por $(S + m_s + 1)\ (S - m_s)$ quando D for pequeno em relação à $h\ v$ visto que todos os níveis serão populados. Por outro lado quando D for grande em relação à $h\ v$ (Figura 16c) as transições permitidas serão aquelas no mesmo dubleto de Kramer que, devido à mistura entre os diferentes estados de spins, possuem spin efetivo 1/2 (Wickman et al., 1965).

A separação de campo zero pode ser anisotrópica, ou seja, depender da orientação, e é convencionalmente representada por duas constantes independentes, que são os parâmetros de campo cristalino E (distorção rômbica) e D (distorção axial). É comum representar essas constantes como $\lambda = E/D$ cujos valores estão restritos a $\lambda \leq 1/3$, assim, no caso de máxima distorção rômbica o parâmetro λ será igual a 1/3, para simetria axial $E = 0$ e $D \neq 0$, e para simetria cúbica $D = E = 0$ (Drago, 1992).

2.5. Espectros de RPE de materiais magneticamente ordenados

A interação entre os momentos magnéticos de íons paramagnéticos muito próximos resulta em um forte acoplamento dipolar. Isso usualmente produz espectros com linhas muito largas, especialmente se houver qualquer não homogeneidade no arranjo espacial desses íons. Esse tipo de sinal não fornece muitas informações a respeito das características físicas e químicas da amostra (Goodman e Hall, 1994).

Em substâncias húmicas a interação dipolar entre íons Fe^{3+}, principalmente como contaminantes inorgânicos tais como na forma de óxidos ou hidróxidos, é a principal responsável pelas linhas largas centradas em $g \cong 2$ freqüentemente observadas em seus espectros, o que dificulta ou mesmo impossibilita a análise desse tipo de material por RPE.

2.6. Sondas de RPE freqüentemente detectadas em substâncias húmicas

As espécies paramagnéticas freqüentemente detectadas por RPE em substâncias húmicas são: Fe^{3+}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, VO^{2+} e radicais livres orgânicos. E ao comparar os parâmetros obtidos dos espectros de RPE com os da

literatura é possível inferir sobre o estado de oxidação, a simetria e os ligantes desses íons paramagnéticos dentre outras informações. Essas informações podem ser relacionadas com a estabilidade desses complexos e sua conseqüente disponibilidade para as plantas e potencialidade de liberação no ambiente, assim como avaliar o potencial oxi-redutor das substâncias húmicas. Porém, é também possível, em trabalhos mais elaborados, obter mais informações acerca das ligações entre os átomos, sobre a distribuição do elétron desemparelhado nas moléculas e a respeito do ordenamento dos níveis de energia nos compostos paramagnéticos (Mangrich e Vugman, 1988).

2.6.1. Fe^{3+}

Na crosta terrestre o ferro é o quarto mais abundante de todos os elementos e o primeiro entre os metais de transição. Em conseqüência disso é encontrado em diversos constituintes do ambiente como argilas, matéria orgânica ambiental e em sedimentos orgânicos e inorgânicos em geral, além de seres vivos. O íon Fe^{3+}, cujo isótopo mais abundante (^{56}Fe, 91,72% de abundância natural) possui $I = 0$, tem uma configuração $3d^5$ e dependendo do campo ligante ao qual está submetido, poderá ser S = 5/2, S = 3/2 e S = 1/2. O Fe^{2+} ($3d^6$, S = 2), embora paramagnético, não é observado à temperatura ambiente devido ao T_2 extremamente curto produzindo linhas muito largas. Mesmo na temperatura do He líquido (aproximadamente 4 K) a largura da linha de ressonância dessa espécie é usualmente de 50 mT (Drago, 1992).

O estado S = 5/2 é o freqüentemente detectado por RPE em substâncias húmicas e por se tratar de um estado *S* ($L = 0$) não há contribuição orbital para o momento angular total dos elétrons no estado fundamental, e enquanto a simetria for alta não ocorrerá mistura desse com estados excitados resultando que o valor-*g* esperado será aproximadamente o do elétron livre. Porém, devido a ser uma espécie com cinco elétrons desemparelhados a separação de campo zero pode tornar-se significativa, o que dependerá da simetria do complexo, e com isso temos que Fe^{3+} em simetria cúbica, por exemplo íons hidratados em complexos de esfera externa, apresentará um sinal isotrópico com $g \cong g_e$.

Já em simetria axial a separação de campo zero (D) pode ser muito maior do que a freqüência de operação do espectrômetro ($D >> h\nu$) resultando em um espectro anisotrópico com $g_{//} \cong g_e$ e $g_{\perp} \cong 6$. Esse tipo de sinal, observado em alguns espectros de substâncias húmicas (Senesi, 1990), pode ser atribuído a íons de Fe^{3+} ligado a quatro átomos de nitrogênio no plano equatorial, como no caso de complexos Fe^{3+}-porfirinas. Essa estrutura pode ter

sua origem na clorofila residual incorporada às substâncias húmicas, onde o Fe^{3+} substituiu o íon central de Mg^{2+} (Filip et al., 1985), ou sintetizada por microrganismos do próprio solo (Mangrich et al., 1998).

Finalmente, com máxima distorção rômbica, o espectro resultante apresentará um sinal em g = 4,3 e outro, de menor intensidade, em g = 8,9 (Figura 16c). O sinal da transição do dubleto K_1 normalmente não é observado à temperatura ambiente devido à baixa população de spins nesse dubleto. Linhas de ressonância com fator-g próximo a 4,3 são comuns em espectros de RPE de minerais e de complexos orgânicos de Fe^{3+}. Porém, é importante ressaltar que isso não é devido a uma preferência do Fe^{3+} por ambientes com simetria rômbica ou aproximadamente rômbica (λ = 1/3), mas sim devido à alta isotropia da transição $m_s(-3/2) \rightarrow m_s(+3/2)$ nessa condição, visto que os três valores-g (g_x, g_y e g_z) são coincidentes (Figura 16c). Muitas outras transições do Fe^{3+} em sítios com separação de campo zero, porém de maior simetria, apresentam uma alta anisotropia dos seus valores-g e em sistemas não orientados produzem linhas largas, e conseqüentemente de baixa amplitude (Goodman e Hall, 1994).

Outro aspecto importante em relação a esse sinal, freqüentemente observado em espectros de RPE de substâncias húmicas, é que devido à: sua similaridade com os mesmos sinais de Fe^{3+} observados em argilas; sua resistência a tratamentos de hidrólise ácida, formação de complexos e redução; e, como muitas vezes, o tratamento de amostras de substâncias húmicas com sais de Fe^{3+} não leva à formação desses centros (McBride, 1978) não se pode excluir a possibilidade dele ser devido aos contaminantes minerais invariavelmente encontrados em substâncias húmicas.

2.6.2. Mn^{2+}

Assim como o Fe^{3+}, o Mn^{2+} também apresenta uma configuração $3d^5$, porém em substâncias húmicas seus complexos normalmente são de alta simetria e, conseqüentemente, a separação de campo zero é pequena, sendo de pouca importância. Devido a isso os valores-g de seus complexos são próximos ao g_e. Outra importante diferença é que o isótopo ^{55}Mn, cuja abundância natural é de 100%, possui I = 5/2 resultando em um sexteto cuja constante de interação hiperfina (A) varia de 5 a 10 mT (Parisch, 1990). Em complexos com mesmo número de coordenação o valor de A aumenta quase que linearmente com o aumento do caráter iônico das ligações. Por outro lado, em complexos com ligações cujo caráter iônico é similar, os valores de A são 5 a 10% menores nos complexos tetraédricos em relação aos octaédricos (Title, 1963).

Os valores de *A*, normalmente obtidos para os complexos de Mn^{2+} com substâncias húmicas, indicam coordenação a átomos de oxigênio em sítios octaédricos sendo que valores entre 9,3 e 9,6 mT (87 10^4 e 90 10^{-4} cm^1) são consistentes com complexos de esfera externa (Lakatos et al., 1977) onde o Mn^{2+} mantém sua esfera interna de hidratação, ou seja, o Mn^{2+} solvatado - $[Mn(H_2O)_6]^{2+}$ - é adsorvido principalmente por atração eletrostática (Senesi, 1990). Já valores de *A* entre 8,4 e 8,8 mT (78 10^{-4} e 82 10^{-4} cm^{-1}) indicam complexos em esfera interna sendo que os grupos funcionais possivelmente envolvidos seriam o carboxílico, as hidroxilas fenólica e alcoólica, a carbonila e a metoxila (Schnitzer e Khan, 1978). Caso o Mn^{2+} estivesse coordenado a quatro átomos de nitrogênio (Mn-porfirinas) os valores de *A* seriam menores (7,4 mT ou 69 10^{-4} cm^{-1}) sendo que não se conhece relato desse tipo de complexo em substâncias húmicas.

Outro aspecto importante da interação hiperfina, pouco explorado na análise de substâncias húmicas por RPE, é a freqüente ocorrência de algumas linhas adicionais entre as linhas do sexteto. Essas linhas adicionais são atribuídas às transições proibidas Δm_s eletrônico e nuclear igual a ± 1. A intensidade dessas linhas adicionais em relação à intensidade das linhas decorrentes das transições permitidas pode ser utilizada na estimativa da separação de campo zero (*D*) quando $D << h\ v$, o mesmo podendo ser feito utilizando a eventual divisão das linhas do sexteto permitido, principalmente em campo alto (Abragam e Bleaney, 1986).

A análise da largura das linhas do sexteto dos espectros de Mn^{2+} também pode fornecer informações interessantes a respeito da dinâmica dos seus complexos com substâncias húmicas, tais como a rápida troca entre os íons de Mn^{2+} em solução e adsorvidos e eventuais distorções da esfera de coordenação quando da sua adsorção (McBride, 1978).

Em relação a métodos de troca iônica a espectroscopia de RPE tem se mostrada mais sensível, conveniente e rápida para a determinação das constantes de equilíbrio dos complexos de Mn^{2+} com substâncias húmicas (Senesi, 1990).

2.6.3. VO^{2+}

Os números de oxidação do vanádio são, +2, +3, +4 e +5 sendo que o último é diamagnético e o estado +3, $3d^2$, embora paramagnético, usualmente não é detectado em estruturas octaédricas devido aos curtos tempos de vida produzindo linhas muito largas na temperatura ambiente. Esse estado normalmente é detectado a

aproximadamente 4 K (He líquido) ou em estruturas tetraédricas. Tanto o estado +2 quanto o +4 são facilmente detectáveis sendo que o estado +2 é instável e é facilmente oxidado ao estado +4. Normalmente o V^{4+} está sob a forma do seu oxicátion mais comum, o íon vanadilo (VO^{2+}), em complexos VOL_4 axiais (pirâmide de base quadrada, sendo o ligante axial o O do íon vanadilo).

O VO^{2+} é um sistema d^1 com o elétron desemparelhado no orbital d_{xy}, assim as transições eletrônicas possíveis são $d_{xy} \leftrightarrow d_{x^2y^2}$ e $d_{xy} \leftrightarrow d_{xz}, d_{yz}$, e como esse íon possui menos de cinco elétrons *d* a constante de acoplamento spin-órbita é positiva (248 cm^{-1}), resultando em fatores-g menores que o g_e:

$$g_{//} = 2{,}0023 - 8\,k\,248 / \Delta E(d_{xy} - d_{x^2y^2});\ g_{\perp} = 2{,}0023 - 2\,k'\,248 / \Delta E(d_{xy} - d_{x,z},\ d_{y,z}) \qquad \text{(Equação 8)}$$

Valores típicos são $1{,}97 > g_{//} > 1{,}93$ e $2{,}00 > g_{\perp} > 1{,}96$ (Parish, 1990).

O ^{51}V (99,75% de abundância natural) possui $I = 7/2$ e a estrutura hiperfina, com oito linhas, é usualmente observada. A constante de interação hiperfina (*A*) pode ser anisotrópica com $A_{//}$ sendo sempre maior do que $A_{\perp}$ e quando estão sob a forma de matéria condensada apresentam espectros com dezesseis linhas, oito correspondentes ao espectro paralelo e oito ao espectro perpendicular, em amostra sob a forma de pó, soluções congeladas, materiais mal cristalizados, ou vidros não se distinguem todas as dezesseis linhas porque algumas delas estão superpostas, principalmente na parte central do espectro.

Ambos os parâmetros *g* e *A* refletem a natureza dos ligantes do vanádio e há uma alta correlação negativa entre esses parâmetros. Com o aumento da covalência, a energia do estado excitado aumenta e esse aumento da separação entre os níveis energéticos dos orbitais *d* (ΔE) leva a um aumento do valor g aproximando-o do g_e, além disso, como visto na seção 2.2.3.2, o aumento do caráter covalente também reduz Δg. Ao mesmo tempo, com a ligação mais covalente, a deslocalização do elétron desemparelhado reduz a constante de interação hiperfina. Os valores de $g_{//}$ e $A_{//}$, são utilizados para diagnóstico pela maior amplitude de variação em relação aos parâmetros perpendiculares e em solução, onde apenas os valores isotrópicos são obtidos. Nesse caso, os valores de g_{iso} apresentam maiores variações do que A_{iso} (Parish, 1990). É possível a comparação de dados obtidos em sistemas rígidos não orientados com aqueles obtidos em solução, para isso basta calcular as médias aritméticas dos parâmetros anisotrópicos, por exemplo: $g_{iso} = \langle g \rangle = 1/3\,(2\,g_{\perp} + g_{//})$, porém, na prática, pode haver discrepâncias de 10 a 20% entre esse valor médio e o verdadeiro valor isotrópico (Parisch, 1990).

Complexos de VO^{2+} em substâncias húmicas normalmente possuem átomos de oxigênio como ligantes equatoriais e caso esse complexo seja de esfera externa obtêm-se valores de $A_{//}$ ligeiramente superiores a 20 mT (182 10^4 cm^1). Para complexos em esfera interna esse valor diminui para valores próximos a 18 mT (164 10^4 cm^1), e em complexos cujos ligantes sejam átomos de nitrogênio, tais como VO-porfirinas, 17,4 mT (158 10^4 cm^1) (Lakatos et al., 1977; McBride, 1978). Valores intermediários entre aqueles atribuídos a complexos em esfera interna e externa são comuns em substâncias húmicas. Logo se pode inferir que o VO^{2+} é coordenado a átomos de oxigênio das substâncias húmicas permanecendo, entretanto, parcialmente hidratado. Visto que o valor de $A_{//}$ não varia em função do grau de hidratação da amostra conclui-se também que ele é fortemente imobilizado (McBride, 1978). Embora haja a predominância de relatos de VO^{2+} coordenado a átomos de oxigênio em substâncias húmicas a ocorrência de coordenação com átomos de nitrogênio também já foi relatada (Goodman e Cheshire, 1975; Cheshire et al., 1977).

2.6.4. Cu^{2+}

O Cu^{2+} (d^9) normalmente está coordenado a seis ligantes em sistemas distorcidos com duas ligações mais alongadas que as quatro restantes e com o elétron desemparelhado no orbital $d_{x^2-y^2}$. Assim as transições eletrônicas possíveis são $d_{x^2-y^2} \leftrightarrow d_{xy}$ e $d_{x^2-y^2} \leftrightarrow d_{xz},d_{yz}$, e como esse íon possui mais de cinco elétrons *d* a constante de acoplamento spin-órbita é negativa (-830 cm^{-1}), resultando em fatores-g maiores que o g_e:

$$g_{//} = 2{,}0023 + 8\,k\,830 / \Delta E(d_{x^2-y^2} - d_{xy});\ g_{\perp} = 2{,}0023 + 2\,k'\,830 / \Delta E(d_{x^2-y^2}\ d_{x,z},\ d_{y,z}) \qquad \text{(Equação 9)}$$

Valores típicos são $2{,}1 > g_{//} > 2{,}35$ e $2{,}02 > g_{\perp} > 2{,}07$ (Parish, 1990). Sendo que, analogamente ao caso do VO^{2+}, o aumento do caráter covalente leva a um aumento de ΔE e diminuição de *k* e, conseqüentemente, redução de Δg.

O Cu possui dois isótopos com abundância natural significativa, ^{63}Cu (69,09%) e ^{65}Cu (30,91%) sendo que ambos possuem $I = 3/2$, assim espera-se um quarteto para ambos os isótopos e como os momentos magnéticos nucleares são similares, as linhas são próximas e nem sempre é possível distingui-las, principalmente quando elas são largas. Novamente a interação hiperfina pode ser anisotrópica sendo que $A_{//}$ é normalmente sete vezes maior do que $A_{\perp}$ (Parisch, 1990).

O efeito dos ligantes na constante de acoplamento hiperfino (*A*) para o Cu^{2+} nem sempre é de fácil interpretação, visto que há diversos fatores envolvidos (Parisch, 1990) e esse efeito é diferente do discutido para o Mn^{2+} e VO^{2+}. Isso é devido ao fato que no Cu^{2+} o elétron desemparelhado está localizado no orbital $d_{x^2y^2}$, que faz ligação σ com os ligantes. Como os elétrons de ligações σ têm considerável caráter *s*, pois estão em orbitais moleculares ligantes híbridos, quanto maior a densidade eletrônica nesses orbitais moleculares maior será o valor de *A*. Logo, para o Cu^{2+}, o aumento da covalência das ligações leva a um aumento do valor de *A*.

O valor-$g_{//}$ diminui com o aumento da intensidade do campo ligante equatorial, assim esse parâmetro fornece informações a respeito da força de interação e do tipo de átomo coordenado ao Cu^{2+} no plano equatorial. Em geral o valor-$g_{//}$ diminui na seguinte ordem: oxigênio > nitrogênio > enxofre. Assim, com o aumento do número de átomos de nitrogênio, ao invés de oxigênio, coordenados na posição equatorial, o valor-$g_{//}$ diminui e, embora menos regular, uma tendência oposta observa-se para o valor de $A_{//}$ (Figura 17). Para o complexo de Cu^{2+} hexahidratado obtêm-se $g_{//} = 2{,}422$ e $A_{//} = 11{,}9$ mT (Boyd et al., 1983).

Eventualmente em complexos de Cu^{2+} coordenado com átomo(s) de nitrogênio pode-se observar, no sinal perpendicular do Cu^{2+}, um conjunto de linhas separadas por 1 a 3 mT (Senesi et al, 1985; Martin-Neto et al., 1991). Esse conjunto de linhas é devido à interação super-hiperfina proveniente da interação do elétron desemparelhado do Cu^{2+} com o núcleo do nitrogênio ligante. O número de linhas da interação super-hiperfina é dado por $2\,n\,I + 1$ (seção 2.2.2.5), então, por exemplo, para o caso de cinco linhas equidistantes *n* equivale a dois átomos de nitrogênio equivalentes.

2.7. Os radicais livres orgânicos

Os processos de transformação da matéria orgânica no ambiente são conectadas com várias reações envolvendo radicais livres e esses podem ser estabilizados em estruturas “spins traps” tais como polifenóis, melaninas e melanoidinas (Jezierski et al., 1998). Esses radicais livres podem ser detectados em substâncias húmicas pela espectroscopia de RPE como um sinal estreito e intenso com g entre 2,0030 e 2,0043. Esse sinal é atribuído a semiquinonas possivelmente conjugadas a anéis aromáticos (g = 2,0041 para radical 9,10-antraquinona), embora contribuições de radicais metoxibenzênicos, cujo valor-g varia de 2,00352,004 (Blois et al., 1961) e radicais associados a nitrogênio não podem ser excluídas (Senesi e Steelink, 1989; Senesi, 1990). Estruturas aromáticas conjugadas às semiquinonas causam uma parcial deslocalização do elétron livre do oxigênio da semiquinona para os átomos de

carbono reduzindo com isso o valor-g (Schnitzer e Skinner, 1969; Riffaldi e Schnitzer, 1972). Entretanto, Cheshire e McPhail (1996) afirmaram que os sinais observados em substâncias húmicas não se parecem com aqueles de monômeros de semiquinonas. Como não há uma atribuição consensual para esses radicais preferiu-se referir a eles apenas como radicais livres orgânicos.

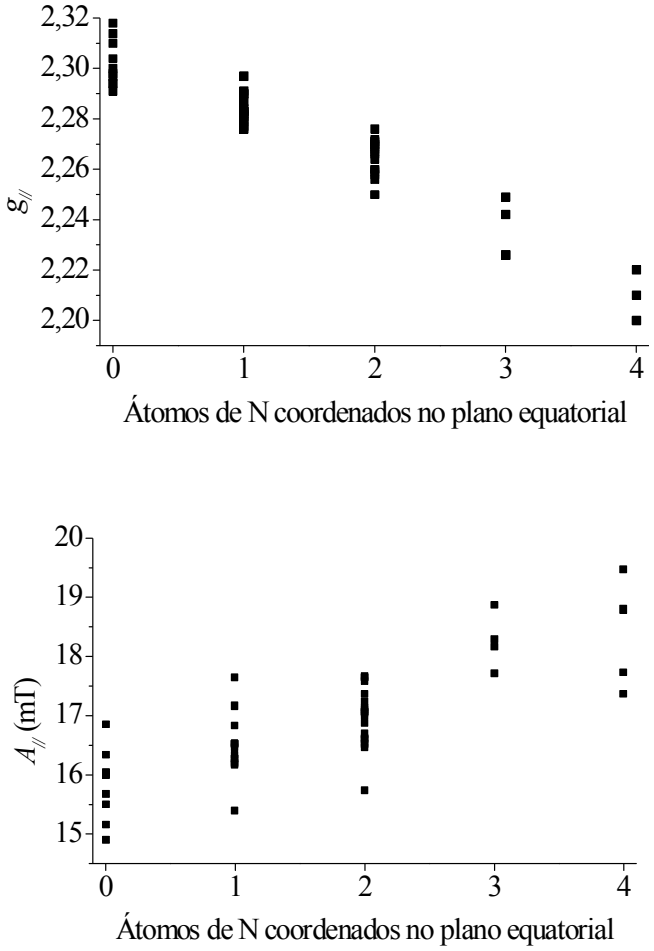


Figura 7. Variações dos parâmetros espectroscópicos $g_{//}$ (a) e $A_{//}$ (b) em função do número de átomos de nitrogênio coordenados ao íon Cu^{2+} no plano equatorial. Dados obtidos da literatura referentes a complexos com substâncias húmicas e compostos modelo: Boyd et al. (1983); Senesi et al. (1985); Senesi (1990).

Geralmente os espectros dos radicais livres orgânicos de substâncias húmicas não apresentam estrutura hiperfina, principalmente em amostras sólidas, o que torna impossível qualquer outra descrição da estrutura química desses radicais, porém alguns autores descreveram sinais com estrutura hiperfina resolvida (Senesi, 1990; Cheshire e McPhail, 1996).

Provavelmente o sinal dos radicais livres orgânicos observado em substâncias húmicas seja devido a mais de uma espécie paramagnética, sendo uma delas mais transiente e envolvida em reações de óxido-redução (Steelink e Tollin, 1962; Alberts et al., 1974; Senesi e Schnitzer, 1977). Oniki e Takahama (1994) reportaram a presença de três tipos de radicais livres orgânicos em amostras de ácidos húmicos e Cheshire e McPhail (1996) observaram pelo menos duas espécies sendo que uma delas apresentava um sinal alargado e sem estrutura e outra com estrutura bem resolvida. A proporção entre essas duas espécies variou de amostra para amostra.

A largura da linha, medida pico a pico no sinal de primeira derivada, dos radicais livres orgânicos detectados em substâncias húmicas geralmente é de 0,2 a 1 mT, sendo menores em solução do que no estado sólido (pó) e geralmente aumenta no sentido: huminas < ácidos húmicos < ácidos fúlvicos. Essa largura de linha, elevada em relação às de compostos orgânicos puros, pode ser devida à estrutura hiperfina e super-hiperfina não resolvida e à sua grande complexidade, onde um vasto conjunto de radicais livres orgânicos ligeiramente diferentes coexistiria apresentando sinais de ressonância próximos, dando como resultado um envelope de linhas de RPE sobrepostas.

Visto que a área sob a curva de absorção de um sinal de RPE é diretamente proporcional ao número de centros paramagnéticos que contribuem para a ressonância, é relativamente simples obter-se a concentração de spins de uma amostra comparando-se a área do seu sinal com a de um padrão cuja concentração de spins seja conhecida. Porém, medidas absolutas da concentração de spins requer o conhecimento de um grande número de fatores, todos os quais são fontes de erro ou ainda podem variar durante o experimento. Então, a concentração de spins é usualmente medida de forma relativa.

A concentração desses radicais livres orgânicos em substâncias húmicas é um importante parâmetro que pode ser obtido por RPE (Senesi, 1990). Tal parâmetro pode ser usado na estimativa do grau de humificação das substâncias húmicas (Riffaldi e Schnitzer, 1972; Schnitzer e Lévesque, 1979; Senesi, 1990; Martin-Neto et al., 1991; Barančíková et al., 1997; Jezierski et al., 1998; Jerzykiewicz et al., 1999; Olk et al., 1999); em estudos do impacto de diferentes sistemas de cultivo do solo (Martin-Neto et al., 1994b); para estimar a reatividade das substâncias húmicas no

ambiente (Senesi, 1990; Martin-Neto et al, 1994a; Sposito et al., 1996); assim como no monitoramento ambiental (Drozd e Jezierski, 1994; Jezierski et al., 1998).

A concentração de radicais livres depende de numerosos fatores laboratoriais tais como: pH; irradiação; hidrólise ácida; metilação; temperatura (Senesi, 1990); adição de íons metálicos (Jezierski et al., 2000a,b; Novotny e Martin-Neto, 2000, 2002) e de fatores ambientais que atuam na sua produção e estabilização: material de origem; clima (Martin-Neto et al., 1998); poluição (óxidos de enxofre e nitrogênio, metais de transição) (Jezierski et al., 1998); pH; e condição redox (Senesi, 1990).

A presença de metais paramagnéticos adsorvidos nas substâncias húmicas pode levar à supressão dos sinais de RPE dos radicais livres orgânicos (Jezierski et al., 2000a,b; Novotny e Martin-Neto, 2000, 2002) e esse efeito possivelmente está associado a mecanismos de relaxação, no qual o metal paramagnético, na proximidade do radical livre orgânico, pode induzi-lo a relaxar rapidamente impossibilitando a sua detecção ou por uma interação antiferromagnética decorrente da formação de ligações químicas entre esses metais e os radicais livres orgânicos (Novotny e Martin-Neto, 2000, 2002).

2.8. Outras técnicas experimentais

Visto que a RPE é uma técnica que permite a detecção e análise semi-quantitativa de metais paramagnéticos assim como, em certas situações, inferir sobre os ligantes desse metal (Mangrich e Vugman, 1988; Senesi, 1990; Martin-Neto et al., 1991) pode-se utilizá-la com a finalidade de monitorar os conteúdos de metais paramagnéticos e sítios de ligação e correlacionar esses dados com os obtidos por outras técnicas, de maneira a inferir sobre o efeito desses metais nos resultados obtidos por essas técnicas assim como as possíveis estruturas envolvidas na formação de complexos desses íons.

Outras técnicas experimentais utilizando RPE envolvem o uso de substâncias “spin-trap” e “spin-labels”. As primeiras “capturam” e estabilizam elétrons desemparelhados formados em reações onde os radicais livres formados são tão efêmeros que não seriam detectados convencionalmente. As segundas são sondas de RPE que são adicionadas a substâncias que não possuem elétrons desemparelhados ou cujo próprio sinal não fornece a informação desejada. Essas sondas de RPE são radicais livres facilmente detectáveis normalmente com estrutura hiperfina ou

super-hiperfina sensível ao ambiente em que estão expostas. Ferreira et al. (2001) utilizaram essa técnica para o estudo de possíveis sítios hidrofóbicos em ácidos húmicos.

3. A ESPECTROSCOPIA DE RESSONÂNCIA MAGNÉTICA NUCLEAR

3.1. Introdução

Devido à existência de excelentes livros textos abordando os aspectos teóricos da RMN e de se considerar desnecessário um exaustivo tratamento teórico de aspectos normalmente pouco relevantes para a análise da matéria orgânica do solo por RMN, optou-se por um texto mais geral com ênfase a experimentos padrão de RMN ao invés de técnicas mais elaboradas e freqüentemente de grande complexidade instrumental.

O experimento básico de RMN consiste expor uma amostra com núcleos magnéticos ($I \neq 0$) à um campo magnético estático (B) e à um campo magnético oscilante (B_1), com frequência de ressonância (ν_L) dada por: $\nu_L = \gamma B (2\pi)$ onde γ é a razão magnetogírica dada por $\gamma = g_n \mu_n 2\pi (h)$. Assim, em um equipamento com magneto de 9,4 T os ^1H ($\gamma = 2{,}675\ 10^8\ T^{-1}s^{-1}$) entrarão em ressonância a cerca de 400 MHz, que é a ν nesse campo magnético e o modo usual de descrever-se o equipamento (Silverstein et al., 1991), enquanto que os ^{13}C entrarão em ressonância a cerca de 100 MHz pois seus g_n e γ são aproximadamente quatro vezes menores que os dos ^1H.

O carbono, que evidentemente é de grande importância para a química orgânica e conseqüentemente em estudos da matéria orgânica do solo, possui dois isótopos estáveis, o ^{12}C e o ^{13}C, cujas abundâncias naturais são 98,9 e 1,1%, respectivamente. Desses, somente o ^{13}C possui um momento magnético, assim a espectroscopia de RMN do carbono limita-se a esse isótopo, uma vez que o spin resultante do ^{12}C é nulo.

Como o momento magnético do ^{13}C é cerca de quatro vezes menor que o do ^1H sua sensitividade em experimentos de RMN é menor. Adicionalmente a isso a sua baixa abundância natural torna a detecção do ^{13}C muito mais difícil, o que é expresso pela sua menor receptividade. Essas relações são dadas por:

$$\text{Sensitividade} = (I + 1)\, I^2\, \mu_n^3\, B^2 \qquad \text{(Equação 10)}$$

$$\text{Receptividade} = N\, \gamma^3\, I\, (I + 1) \qquad \text{(Equação 11)}$$

onde *N* é a abundância natural do nuclídeo em questão. Como os ^{1}H apresentam a maior sensitividade e conseqüentemente a maior receptividade em um mesmo B_0, ele é freqüentemente usado como referência para os demais nuclídeos. Os valores da receptividade e da sensitividade relativas do ^{13}C e de outros nuclídeos com I = 1/2 de interesse para a análise da matéria orgânica do solo por RMN são dados na Tabela 1.

Tabela 1. Propriedades de alguns nuclídeos utilizados como sondas na análise da matéria orgânica do solo por RMN

Isótopo	Abundância natural (%)	Sensitividade relativa (igual número de núcleos)	Receptividade relativa
^{1}H	99,9844	1	1
^{13}C	1,108	$1,5894\ 10^{-2}$	$1,7613\ 10^{-4}$
^{15}N	0,365	$1,0410\ 10^{-3}$	$3,8004\ 10^{-6}$
^{31}P	100	$6,6334\ 10^{-2}$	$6,6345\ 10^{-2}$

3.2. Ângulo dos pulsos de rf e intervalos de relaxação

A aplicação de um pulso de rf (B_1), na direção do eixo *x*, a um sistema de spins causa uma deflexão do vetor de magnetização resultante (*M*) do eixo*z* e induz uma magnetização no eixo*y* (Figura 18). O ângulo de deflexão em radianos (α) desse *M* em relação ao eixo*z* logo após o pulso é dado por: $\alpha = \gamma B_1 t_p$ onde B_1 é a intensidade da componente magnética desse pulso e t_p a duração do pulso. Assim, para uma dada duração de pulso, esse ângulo torna-se igual a 90^0 e propicia máxima magnetização no plano *xy*. Como a detecção é realizada no plano *xy* tem-se a máxima intensidade do sinal com o pulso de 90^0.

Para que não haja saturação do sistema de spins é necessário aguardar um certo período de tempo entre o término de um ciclo de uma seqüência de pulsos e o início do próximo ciclo para que o *M* "retorne" ao eixo*z* (relaxação spin-rede – T_1). Esse tempo de espera é chamado de intervalo de relaxação e para pulsos de 90^0 ele deve ser no mínimo $5T_1$.

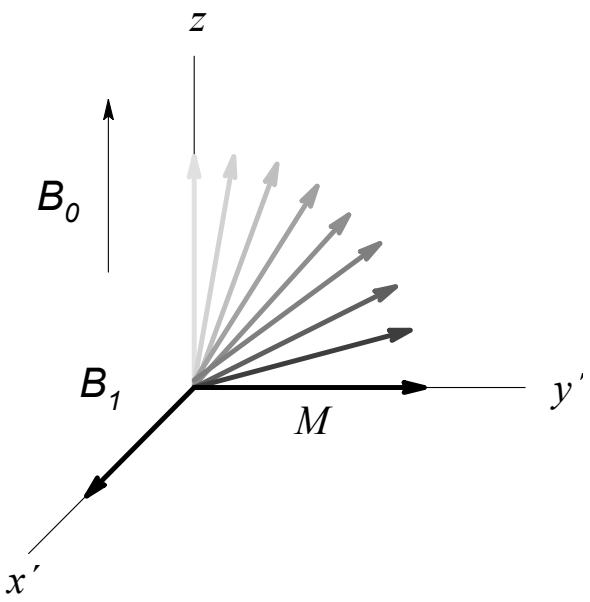


Figura 8. Deflexão do vetor magnetização líquida (*M*) por um pulso de rf (*B1*) no sistema girante de coordenadas.

3.3. O deslocamento químico

Como já visto na seção 2.2.2.5, *B* induz um movimento orbital eletrônico que por sua vez gera um B_{local} que é uma importante contribuição ao $B_{efetivo}$ (ambos ao longo da direção *z*) ao qual o núcleo magnético de interesse está submetido. A habilidade do campo magnético aplicado em gerar essa corrente eletrônica na molécula, e a intensidade do B_{local} resultante experimentado pelo núcleo, depende de detalhes da estrutura eletrônica próxima a esse núcleo. Com isso núcleos do mesmo elemento, porém em diferentes ambientes químicos, poderão apresentar diferentes freqüências de Larmor (Atkins, 1998) e essas diferenças são decorrentes da blindagem do *B* pelas nuvens eletrônicas dos orbitais moleculares, assim a condição de ressonância é dada por:

$$h\nu = \Delta E = g_n \mu_n (1\sigma) B = h\nu_L \qquad \text{(Equação 12)}$$

sendo que a ν_L é a freqüência com que os spins nucleares precessionam ao redor do eixo z quando expostos a um campo magnético e depende do $B_{efetivo}$ a que esses spins estão submetidos. Isso leva a uma freqüência de precessão diferente para cada núcleo com diferente constante de blindagem. Quanto maior o $B_{efetivo}$ maior será a ν_L assim núcleos desblindados precessionam a freqüências maiores do que núcleos blindados.

Visto que as diferenças nas razões giromagnéticas γ dos diferentes nuclídeos são muito maiores do que os efeitos derivados de σ, assim sendo, exceto em campos baixos (menores que 1 T), não há problemas na distinção dos sinais de diferentes nuclídeos, isso é, os sinais do ^{13}C e do ^{15}N por exemplo, nunca serão confundidos. Na prática as diferenças são tão grandes que se torna necessário diferentes arranjos instrumentais para estudar diferentes nuclídeos (Drago, 1992).

É comum as freqüências de ressonância serem expressas em termos de uma quantidade empírica chamada de deslocamento químico (δ) que é obtida pela diferença entre as freqüências de ressonância do núcleo em questão (ν) e de um padrão usado como referência (ν_0):

$$\delta = (\nu - \nu_0)\, \nu_0^{-1}\, 10^6 \qquad \text{(Equação 13)}$$

O uso do termo “ppm”, em referência à 10^{-6}, após o valor de δ é desnecessário, porém freqüente.

Exemplos de padrões utilizados são para o ^{1}H a freqüência de ressonância do ^{1}H do tetrametilsilano – $Si(CH_3)_4$, para o ^{13}C é a freqüência de ressonância do ^{13}C do mesmo composto e do ^{31}P a ressonância do ^{31}P em solução 85% de H_3PO_4, a vantagem do uso do δ é que essa escala é independente do campo magnético aplicado (Atkins, 1998).

3.4. Desacoplamento

Os spins nucleares dos diferentes núcleos magnéticos em uma molécula podem interagir entre si via acoplamento escalar, que é mediado pela densidade eletrônica na molécula, ou via acoplamento dipolar através do espaço que não envolve a densidade eletrônica mas depende da orientação relativa ao B do vetor que une os dois núcleos em interação e da distância entre eles.

O acoplamento escalar spin-spin nuclear leva ao desdobramento das linhas espectrais em multipletos, sendo que o número de linhas é dado pelo número de núcleos magnéticos com os quais ocorre o acoplamento ($2\, n\, I + 1$). A separação entre essas linhas é chamada de constante de acoplamento spin-spin (J). Assim, por exemplo, o sinal de ^{13}CRMN de um grupo metila (CH_3) será um quarteto.

As constantes de acoplamento *J* e o acoplamento dipolar podem fornecer diversas informações a respeito da amostra em estudo, porém há situações em que o espectro obtido é extremamente complexo e de difícil interpretação, ou alargado, perdendo-se resolução. Nesses casos, torna-se conveniente o desacoplamento dos ^{1}H de modo que cada núcleo de ^{13}C quimicamente diferente dê origem a um sinal simples ao invés de multipletos.

O desacoplamento envolve a aplicação de um campo de rf adicional (B_2) na freqüência de ressonância do spin cuja influência deseja-se remover. Esse B_2 faz com que a componente *z* desses spins oscile rapidamente comparado à interação spin-spin. Com isso, o tempo médio de permanência do núcleo que está sendo irradiado em cada estado de spin será tão curto que apenas o efeito médio dos estados de spin será efetivo e como resultado ocorrerá uma simplificação do espectro pela eliminação dos multipletos e estreitamento dos sinais (Gil e Geraldes, 1987).

3.5. Anisotropia do deslocamento químico

Em solução um carbono (C) quimicamente distinto geralmente apresenta uma linha simples de ressonância quando os ^{1}H estão desacoplados. A freqüência de ressonância, ou deslocamento químico, de uma linha simples é relacionada à distribuição eletrônica ao redor do núcleo responsável pelo sinal de RMN. Freqüentemente essa distribuição (ou blindagem) eletrônica ao redor do núcleo não é simétrica, mas devido à rápida rotação molecular que ocorre em solução essa anisotropia é anulada. No estado sólido, por outro lado, geralmente não há essa alta mobilidade e o tensor deslocamento químico descreve a magnitude e direção da blindagem eletrônica. Logo, em sistemas com menor simetria, as diferentes orientações dos vetores, em relação às linhas de força do campo magnético aplicado, resultam em diferentes deslocamentos químicos observáveis. Quando se tem uma amostra na forma de pó todas as orientações possíveis coexistem resultando em um padrão de distribuição aleatória (“powder pattern”).

Para o deslocamento químico o termo ($3/2\ sen^2\theta$) multiplica o tensor isotrópico enquanto ($3\ cos^2\theta - 1$) multiplica as demais componentes desse tensor, sendo θ o ângulo formado entre as linhas de força do *B* e o eixo principal do tensor. Se θ for igual a $54{,}7^0$ (ângulo mágico) $cos^2\theta = 1/3$ e $sen^2\theta = 2/3$ e apenas a componente isotrópica será observada e o sólido se comportaria como se estivesse em solução. A rápida rotação macroscópica da amostra à volta de um eixo orienta, em média, qualquer vetor internuclear paralelamente a esse eixo de rotação, logo, girando-se a amostra rapidamente ao redor do ângulo mágico, obtém-se que a orientação média dos vetores internucleares fará um ângulo de $54{,}7^0$ com as linhas de força do *B* de forma que o termo anisotrópico da interação dipolar será nulo (Gil e

Geraldes, 1987). A taxa de rotação deve ser maior do que a anisotropia do deslocamento químico, caso contrário o sinal isotrópico irá desdobrar-se em bandas laterais espaçadas à freqüência de rotação. Como a anisotropia do deslocamento químico depende da intensidade do *B* utilizado quanto maior for esse maior deverá ser a velocidade de rotação, por exemplo: em um campo magnético de 1,4 T (15,1 MHz para o ^{13}C) uma anisotropia do deslocamento químico de 170 ppm corresponde a um pouco mais do que 2500 Hz, assim uma taxa de rotação de 2,6 kHz seria suficiente para obter-se um espectro livre de bandas laterais; já em um magneto de 4,7 T (50,3 MHz para o ^{13}C) a taxa de rotação deveria ser de no mínimo 8,6 kHz.

Existem seqüências de pulsos que podem ser utilizadas para eliminar as bandas laterais tal como a TOSS (TOtal Suppression of Side-bands).

A rotação segundo o ângulo mágico também minimiza a interação dipolar, pois as interações dipolares também são proporcionais a $(1\text{-}3\cos^2\theta)$, onde θ é o ângulo formado entre o vetor internuclear dos núcleos em interação e a direção das linhas de força do *B*, e da mesma forma que para a anisotropia do desvio químico, se $\cos^2\theta$ for igual a 1/3 ($\theta = 54{,}7^0$), as interações dipolares serão igualadas a zero. Na prática, a taxa de rotação deveria ser superior à taxa de relaxação spin-spin ($1/T_2$), ou seja, para remover as interações $^1H^1H$ ou $^{13}C^1H$ a taxa de rotação deveria ser em torno de 60 kHz o que não é factível rotineiramente sendo então necessário o desacoplamento dos ^1H.

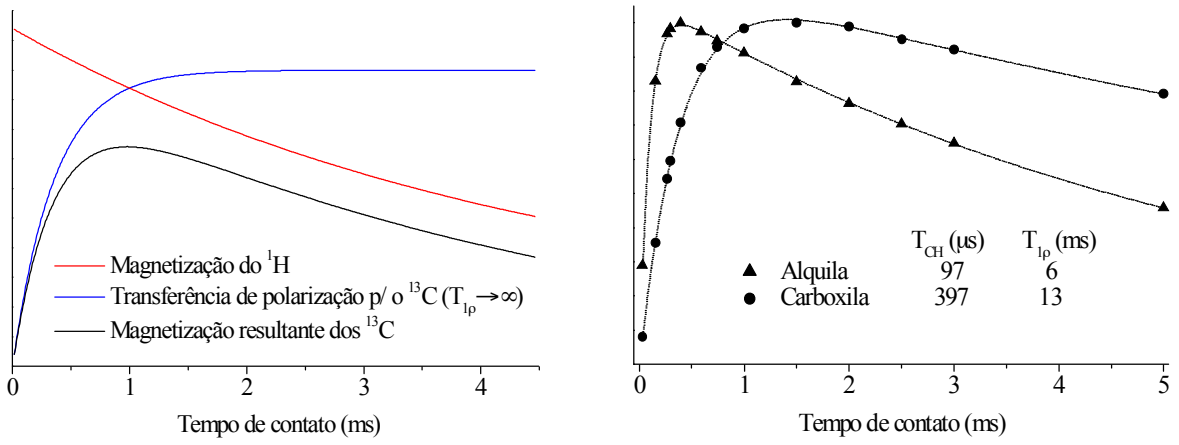
3.6. A transferência de polarização

Como já visto em 2.2.4.1 núcleos de ^1H e ^{13}C submetidos ao mesmo campo magnético precessionam a diferentes freqüências (freqüências de Larmor), porém, utilizando diferentes campos de rf (B_1) para cada núcleo, é possível atingir uma situação em que ambos precessionem à mesma freqüência nos seus respectivos sistemas girantes de coordenadas. Essa situação é chamada de condição de Hartmann-Hahn onde os núcleos estarão em contato térmico podendo ocorrer transferência de energia entre eles, visto que eles se comportam como núcleos idênticos. Nos experimentos com polarização cruzada (CP-"cross polarization") ajusta-se uma situação em que os núcleos abundantes (p. ex.: ^1H) estejam em uma situação de não equilíbrio com uma temperatura de spins da ordem de mK, necessitando transferir energia para os núcleos raros (p. ex.: ^{13}C) com os quais eles estão em contato. Com isso ganha-se intensidade do sinal do núcleo raro de até γ_a/γ_b, onde γ_a é a razão magnetogírica do núcleo abundante e γ_b a do raro. No caso do par ^1H – ^{13}C o ganho é de aproximadamente quatro. Adicionalmente, o tempo de repetição dos

experimentos torna-se dependente do tempo de relaxação longitudinal (T_1) do núcleo abundante, que no caso do ^{1}H é freqüentemente menor que do ^{13}C, e logo o tempo total de experimento é drasticamente reduzido.

O processo de transferência de polarização leva um certo tempo característico que depende de diversos fatores, tais como movimentos moleculares e distância entre os núcleos de ^{13}C e ^{1}H em interação, esse tempo é chamado de tempo de polarização cruzada (T_{CH}), e por outro lado, a magnetização dos ^{1}H, que será transferida para os ^{13}C, não é constante durante o tempo de contato, mas sim diminui exponencialmente a uma taxa dada pelo tempo de relaxação spin-rede dos ^{1}H no sistema de coordenadas girantes ($T_{1\rho}$). Logo, a magnetização resultante dos ^{13}C é resultado de uma combinação desses dois processos que ocorrem simultaneamente: a diminuição da magnetização dos ^{1}H devida à relaxação ($T_{1\rho}$) e a transferência de magnetização para os núcleos de ^{13}C (Figura 19a).

Para que ocorra uma polarização cruzada eficiente, T_{CH} precisa ser muito menor do que $T_{1\rho}$ e, para que os espectros sejam quantitativos, os diferentes grupos químicos devem possuir valores de T_{CH} e $T_{1\rho}$ semelhantes. Normalmente o processo de difusão de spin que ocorre entre os núcleos de ^{1}H homogeneíza os valores de $T_{1\rho}$, porém isso não ocorre para substâncias húmicas (Figura 19b). Valores típicos de tempo de contato para substâncias húmicas ficam ao redor de 1 ms (Hagaman et al., 1986; Wilson, 1987; Fründ et al., 1994; Preston, 1996).



(a) (b)

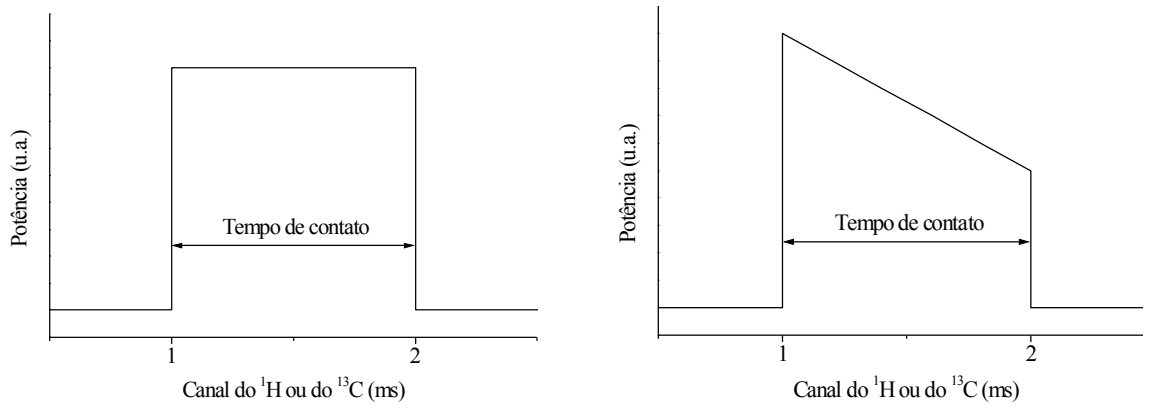
Figura 9. (a) Cinética da polarização cruzada. (b) Dados experimentais de uma amostra de ácidos húmicos. Alquila corresponde à região espectral de 0 - 45 ppm e carboxila de 158186 ppm.

A presença de íons paramagnéticos afeta principalmente $T_{1\rho}$, reduzindo-o, e esse efeito é maior para os grupos químicos mais próximos ao íon paramagnético. Isso pode levar a uma subestimativa desses grupos, mas, por outro lado, possibilita a identificação dos grupos químicos envolvidos na formação dos complexos desses íons (Pfeffer et al., 1984; Preston et al., 1984, 1989b; Smernik e Oades, 1999, 2000).

Visando o aumento da sensibilidade e resolução dos espectros, utilizam-se campos magnéticos cada vez mais intensos e isso leva à necessidade de girar a amostra a maiores velocidades porém, quando a velocidade do rotor é comparável à interação dipolar o acoplamento de Hartmann-Hahn é dividido em uma série de picos separados pela freqüência de rotação. A intensidade do sinal obtida com a polarização cruzada no máximo desses picos é comparável àquela obtida sob condições estáticas, porém no intervalo entre os picos a intensidade obtida pode até ser nula. Logo, torna-se muito difícil ajustar corretamente as amplitudes dos B_1 para o perfeito acoplamento de Hartmann-Hahn. Como as interações dipolares variam entre os diferentes grupos químicos que se pretende quantificar, devido às diferenças no acoplamento $^{13}C^{1}H$ e de mobilidade molecular, o efeito da rotação acaba sendo seletivo para os grupos com menor interação dipolar tais como aqueles com maior mobilidade e/ou não protonados (Peersen et al., 1993).

Uma alternativa para minimizar isso é variar a amplitude do B_1 do ^{1}H ou do ^{13}C durante o tempo de contato da polarização cruzada (Figura 10). Dessa forma o B_1 apresenta um gradiente capaz de abranger as diferentes condições de Hartmann-Hahn existentes na amostra. Essa técnica é chamada de polarização cruzada com amplitude variável ou “Variable Amplitude Cross-Polarization” (VACP).

Na Figura 11 pode-se observar as diferenças entre os espectros obtidos com ^{13}C CPMAS NMR e ^{13}C VACPMAS NMR.



(a) (b)

Figura 10. Esquema comparativo do B_1 para a seqüência de polarização cruzada (a) e da polarização cruzada com amplitude variável (b).

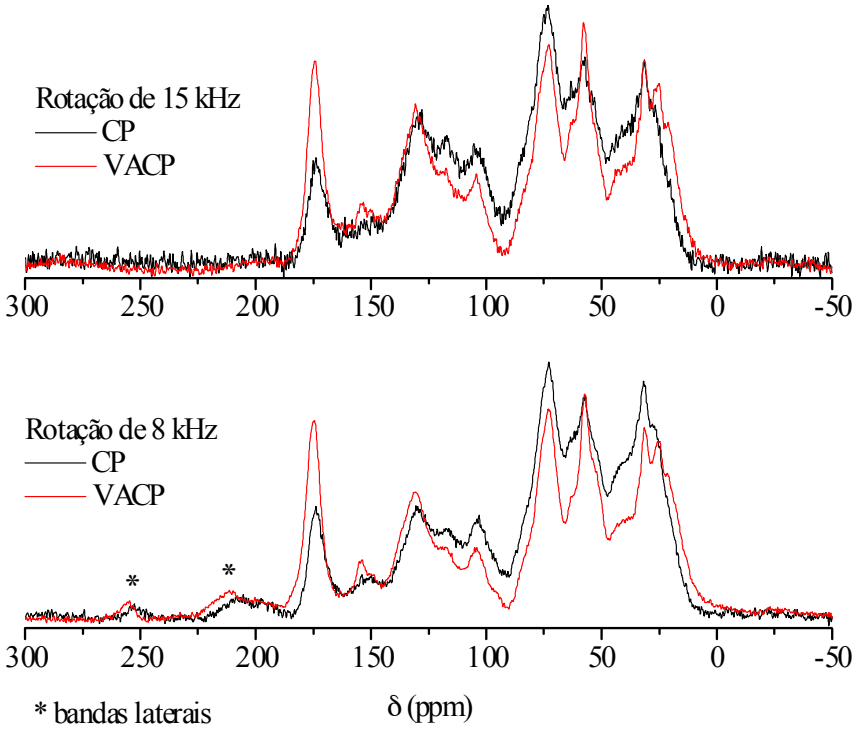


Figura 11. Espectros de ^{13}C-RMN no estado sólido adquiridos com as seqüências de pulsos ^{13}C CPMAS NMR e ^{13}C VACPMAS NMR a diferentes taxas de rotação (MAS). Amostra de ácidos húmicos extraídos de solo.

3.7. Aplicação da RMN para a análise da matéria orgânica do solo

A primeira observação do fenômeno de RMN ocorreu em 1945 (Günther, 1995), desde então essa técnica tem mostrado um tremendo desenvolvimento. Após o primeiro experimento em que RMN mostrou-se capaz de ser sensível as estruturas químicas, ela tornou-se uma das principais técnicas na determinações de estrutura de moléculas orgânicas, biológicas e de materiais. A RMN ainda não tem sido amplamente utilizada na ciência do solo provavelmente devido à complexa e heterogênea estrutura física e química desse, apesar disso, em virtude da habilidade da RMN em resolver a estrutura microscópica e macroscópica da matéria orgânica, inorgânica e biológica, é muito provável que também na ciência do solo a RMN possa trazer, e já vem trazendo, valiosas informações que levem à melhor compreensão da estrutura química do solo e dos processos que nele ocorrem (Veeman, 1997).

As primeiras tentativas de uso da espectroscopia de RMN para a caracterização estrutural das substâncias húmicas foram reportadas por Barton e Schnitzer (1963) e Neyroud e Schnitzer (1972). GonzalezVila et al. (1976) usaram a espectroscopia de ^{13}C RMN para estudar as características estruturais de ácidos húmicos extraídos de solos. Espectros de ^{13}C CPMAS NMR de solo inteiro tem sido reportado por Wilson et al. (1981) e desde então a RMN no estado sólido tem sido a técnica mais utilizada para estudos estruturais da matéria orgânica ambiental (Newman et al., 1980; Newman e Tate, 1984; Wilson, 1987, 1990; Preston, 1996; Olk et al., 1995; Schmidt et al., 1997; Hu et al., 2000).

Quando disponível, a técnica de RMN tem virtualmente substituído a espectroscopia no infravermelho. Porém, cientistas do solo e espectroscopistas têm diferentes expectativas em relação à RMN. Após anos de investigação química, tem-se aceito que a matéria orgânica ambiental pode apresentar quase todo arranjo químico possível, por isso alguns cientistas do solo já estão satisfeitos se um espectro de RMN fornecer-lhes informações semi-quantitativas de grupos aromáticos, alifáticos e carboxílicos. Por outro lado, poucos espectroscopistas sentem-se atraídos por esses resultados e podem se desinteressar pelo estudo desses materiais. Para a obtenção de resultados mais interessantes para ambas as partes, um diálogo necessita ser estabelecido. Esse diálogo é essencial, pois até os ajustes padrões para a aquisição de espectros de RMN da matéria orgânica ambiental são controversos (Dudley e Fyfe, 1982; Preston e Blackwell, 1985; Fründ e Lüdemann, 1989; Kinchesh et al., 1995; Conte et al., 1997; Hemminga e Buurman, 1997; Smernik e Oades, 2000).

A técnica de ^{13}C CPMAS NMR só pode ser aplicada a amostras sólidas. Essa técnica apresenta a vantagem de poder ser utilizada para a análise da matéria orgânica sem a necessidade de extraí-la do solo, nesse caso é assumido que o espectro obtido representa a totalidade da matéria orgânica como ela ocorre no solo, porém

espectros desse tipo são significativamente diferentes daqueles da matéria orgânica extraída, especialmente pelo alargamento das linhas e grande redução da relação sinal/ruído devido à presença de grandes quantidades de íons paramagnéticos (especialmente Fe^{3+} e Mn^{2+}) nas amostras intactas. Conseqüentemente, uma grande parte da matéria orgânica do solo pode ser "obscurecida" por íons paramagnéticos, e a fração obscurecida pode ser exatamente a matéria orgânica ligada aos íons paramagnéticos (Hemminga e Buurman, 1997), ou seja ser exatamente a fração mais reativa dessa matéria orgânica.

Outro problema semelhante seria que em complexos organominerais parte da matéria orgânica pode não ser detectada por RMN e essa fração "invisível" pode ser a matéria orgânica mais humificada ligada à fração argila do solo (Hemminga e Buurman, 1997). Novamente essa fração não detectável tem uma grande importância agronômica e ambiental. Esses problemas podem ser minimizados pelo pré-tratamentos das amostras de solo com ditionito para remoção do Fe^{3+} por redução, o que nem sempre é eficiente (Preston et al., 1994). Mas uma combinação de redução por ditionito seguido por troca com $SnCl_2$ pode ser suficiente (Arshad et al., 1988) e no caso de complexos organominerais uma possível solução seria a remoção dos silicatos por ácido fluorídrico, o que tem se mostrado eficiente também para a remoção dos óxidos de ferro (Dai e Johnson, 1999). Porém, esses tratamentos devem ser efetuados com cautela, pois pode haver importantes alterações químicas da matéria orgânica do solo.

3.8. Interpretação dos espectros de ^{13}C-RMN das substâncias húmicas

Provavelmente não se elucide a "estrutura" das substâncias húmicas por RMN, mesmo porque atualmente não se acredite em uma estrutura única para esses compostos (Piccolo, 2000, 2001). Porém, a espectroscopia de ^{13}C RMN pode ser utilizada para caracterizar a matéria orgânica do solo e acompanhar a sua decomposição visto que os diversos compostos que dela fazem parte possuem diferentes taxas de mineralização e alguns compostos sintetizados pelos microorganismos do solo também podem ser detectados por ^{13}C RMN.

A caracterização das substâncias húmicas em termos da sua aromaticidade, definida como a porcentagem da área do espectro de ^{13}C RMN na região dos grupos aromáticos (110-145 ou 110-160 ppm) em relação à área total do espectro, excetuando-se as áreas do C carboxílico e carbonílico, (Hatcher et al., 1981) e relacionando esse valor com o grau de humificação das substâncias húmicas, como é comum na literatura (Inbar et al., 1989; Barančíková et al., 1997), pode não ser adequado visto que materiais não decompostos, tais como lignina e tanino, apresentam grupos aromáticos. Além disso, durante os processos de transformação da matéria orgânica do solo a

razão entre as áreas atribuídas aos grupos aromáticos oxigenados em relação aos aromáticos diminui (Guggenberger et al., 1994), e grupos recalcitrantes ou de síntese microbiana, que se acumulam durante a decomposição da matéria orgânica do solo, tais como C alquila, contribuem para a região alifática do espectro de ^{13}C RMN. Logo, é possível ter um material pouco humificado, porém com alta aromaticidade.

Portanto, faz-se necessário conhecer as transformações ocorridas com a matéria orgânica do solo durante o processo de humificação antes da interpretação dos resultados analíticos. Ao saber-se quais as porções da matéria orgânica do solo que são mais lábeis e quais são mais resistentes ou acumulam-se durante a humificação, relações entre essas diferentes porções podem ser obtidas, tornando a interpretação dos resultados de ^{13}C RMN mais compreensível. Nesse texto, humificação é entendida como a degradação de compostos lábeis e acúmulo de material quimicamente recalcitrante, logo, aquele material que é preservado no solo por proteção física não é considerado humificado. A seguir será apresentada uma breve revisão bibliográfica a respeito das alterações sofridas pela matéria orgânica durante o processo de humificação.

Durante o processo de degradação oxidativa da lignina observa-se uma diminuição na intensidade dos sinais atribuídos a grupos aromáticos oxigenados (145-160 ppm) e metoxílicos (50-62 ppm) (Guggenberger et al., 1994). A degradação dos anéis aromáticos da lignina leva à diminuição do conteúdo dos grupos aromáticos oxigenados e do pico atribuído a grupos aromáticos desse material (112-120 ppm), com a concomitante conversão dos picos aromáticos a um pico simples e largo em 132 ppm atribuídos a C aromáticos Csubstituídos (Preston, 1996). KögelKnabner et al. (1991) afirmaram não ser conhecida uma via metabólica que leve à perda de oxigênio de grupos aromáticos, logo, o aumento de anéis aromáticos Csubstituídos encontrados em estruturas aromáticas recalcitrantes devem ter uma origem diferente da lignina (Guggenberger et al., 1994).

Outra região do espectro de ^{13}C CPMAS NMR que apresenta diminuição de intensidade durante o processo de humificação é aquela atribuída a grupos alifáticos oxigenados (50-110 ppm) (Senesi et al., 1996; KögelKnabner et al., 1991; Guggenberger et al., 1994; Preston, 1996) visto que nessa região ocorrem os sinais atribuídos a compostos de fácil degradação microbiana, tais como aminoácidos (53 ppm), metoxila da lignina (58 ppm) (Catroux e Schnitzer, 1987) e carboidratos da celulose e hemicelulose (picos a 64, 74, 85 e 105 ppm) (Guggenberger et al., 1994).

A degradação microbiana da matéria orgânica do solo leva ao acúmulo de estruturas parafínicas (C alquila – 0-50 ppm), quer seja aquela de origem vegetal (cutina e suberina) que são resistentes à degradação microbiana (Baldock et al., 1992; Preston, 1996) ou aquela da neo-síntese microbiana (Baldock et al., 1990).

Quanto ao aspecto geral dos espectros de ^{13}CRMN, em função do aumento da humificação, observa-se um alargamento dos picos de ressonância com perda de resolução devido à alta complexidade estrutural (Preston et al., 1994). O pico atribuído ao C alquila de cadeia longa (30 ppm), de origem vegetal e microbiana, diminui de intensidade e mostra-se alargado. Já a modificação dos anéis aromáticos da lignina se caracteriza por uma diminuição dos grupos aromáticos oxigenados e aromáticos (112-120 ppm), resultando que toda a região atribuída a grupos aromáticos passa a ter um pico simples e alargado em 132 ppm (Preston, 1996).

Logo, de maneira geral, a região alifática oxigenada (50-110 ppm) da matéria orgânica do solo é lábil pois nessa região do espectro de ^{13}C RMN há contribuições importantes de carboidratos da celulose (Oalquila e diOalquila – 62-112 ppm), material protéico e lignina (metoxila e/ou C protéico – 50-62 ppm). Na região dos aromáticos, por sua vez, os sinais na região de 145-160 ppm (fenólico) e 112-124 ppm (aromático) podem ser considerados como grupos lábeis ou pouco decompostos pois ambos podem ser atribuídos à lignina. Por outro lado, os sinais atribuídos a CH alifático (0-50 ppm) e a região alargada entre 124 e 145 ppm, atribuída a C aromático alterado, podem ser consideradas como estruturas recalcitrantes ou de materiais decompostos.

3.9. A técnica de ^{13}C CPMAS NMR com desacoplamento defasado

Técnicas que simplifiquem os espectros de RMN são importantes na análise de moléculas complexas. Na técnica de desacoplamento defasado (DD) acrescenta-se na seqüência de pulsos de CPMAS convencional um período em que o desacoplador fica desligado de forma a provocar um alargamento seletivo, por interação dipolar, dos sinais de C que possuem forte acoplamento dipolar com o ^{1}H.

A interação dipolar é inversamente proporcional a r^3, onde r é a distância internuclear. Assim, C ligados diretamente a ^{1}H ($r \cong 0{,}11$ nm) apresentam acoplamento muito maior do que C com H somente na vizinhança ($r > 0{,}2$ nm) e essa diferença pode ser utilizada para diferenciar esses C. Entretanto, movimentos moleculares podem reduzir a intensidade do acoplamento dipolar e grupos com rápida rotação intramolecular, tais como CH_3, podem não ter seus sinais alargados (Opella et al., 1979). Assim, a técnica de DD suprime seletivamente sinais de C protonados em

estruturas com menor mobilidade. Esse tempo de espera com o desacoplador desligado pode ser variado, normalmente entre 20 e 120 μs, visando otimizar os sinais de interesse.

Adicionalmente, a técnica de ^{13}C CPMAS NMR apresenta limitações na análise quantitativa dos espectros devido às variações na eficiência de polarização entre os C em diferentes ambientes químicos (Preston, 1996). Logo, o grau de aromaticidade medido por ^{13}CRMN, da forma freqüentemente utilizada na literatura, pode estar sendo subestimada por não detectar corretamente os C aromáticos em estruturas condensadas. A técnica de DD, por sua vez, privilegia C não protonados e móveis (Opella et al., 1979), assim os C com acoplamento dipolar fraco, tais como aqueles não protonados de estruturas aromáticas condensadas, são facilmente detectados por essa técnica (Colnago et al., 1997; Saab et al., 1999) e esses dados podem ser utilizados para estimar-se o grau de humificação das substâncias húmicas.

3.10. Ressonância Magnética Nuclear no Estado Líquido e Experimentos 2D

A dissolução da amostra no solvente tem como vantagem o menor alargamento de sinais devido ao movimento Browniano além do favorecimento dos processos de relaxação tornando possível a obtenção de sinais mais finos. Em misturas complexas, no entanto, a interação de sinais dificulta a obtenção de espectros de boa resolução e a integração das áreas. Para quantificação das espécies de C presentes na matéria orgânica as técnicas em estado sólido são, portanto, mais utilizadas com a vantagem da possibilidade de uso de amostras não alteradas de solo, isto é, sem necessidade de extração e, consequentemente, possíveis alterações químicas e análise de artefatos. Contudo, a RMN em solução pode ser útil no caso de estudos da interação da matéria orgânica com espécies químicas orgânicas e inorgânicas. Além disso, a partir da observação da relação direta entre a massa molecular e os coeficientes de difusão de distintas espécies orgânicas foi possível,com o experimento bidimensional DOSY (**D**iffusion **O**rdered **S**pectroscop**Y** no qual observa-se num eixo os deslocamentos químicos e no outro os respectivos coeficientes de difusão), identificar a natureza complexa e supramolecular da matéria húmica em solução.

Após uma escolha prévia de moléculas orgânicas presentes na matéria orgânica natural e o estabelecimento de sua relação com características desejadas do ambiente é possível utilizar com sucesso a técnica em solução para monitorar esses indicadores. O aumento dos campos magnéticos e o desenvolvimento das técnicas bidimensionais abriram novas possibilidades de análise e ampliaram a perspectiva de uso. Especialmente considerando a possibilidade dos acoplamentos CLAE-RMN (cromatografia líquida de alta performance – ressonância magnética

nuclear). São mostrados aqui exemplos de usos das técnicas uni e bidimensionais de RMN em solução. Apesar de pouco explorada pela agronomia a RMN em solução tem um potencial enorme para o entendimento de processos importantes que ocorrem no solo.

O passo mais crítico para análise de matéria orgânica natural do solo em RMN no estado líquido é, de acordo com Simpson (2001), o preparo da amostra. A presença de íons paramagnéticos induz perda de resolução e alargamento de sinais o que pode ser particularmente importante nas técnicas bidimensionais. A remoção desses íons é, portanto, fundamental. Algumas técnicas empregadas são o uso de agentes complexantes (4,5dihidróxi-1, 3-benzeno), tratamento com resina trocadora de cátions com Amberlite IR120, adição de KCl 0,03 mol L^{-1} (Fan et al., 2000, Canellas et al. 2001, Simpson, 2001). Outro passo crítico é a escolha do solvente. Os mais usados são DMSO-d_6(dimetilsulfóxido deuterado) e D_2O/NaOD (água deuterada/hidróxido de sódio deuterado), sendo este último o mais usado, porém apresenta uma desvantagem pois é praticamente impossível preparar uma amostra de matéria orgânica humificada sem alguma contaminação de água e que produz o efeito conhecido como t1-noise (não relacionado a relaxação T1). Além disso, alguns compostos como amidas e hidroxilas podem não ser vistos na presença de solventes aquosos deuterados. Em alguns casos, portanto, pode ser mais apropriado usar DMSO-d_6. Uma análise detalhada do modo de solubilização de substâncias húmicas por DMSO pode ser encontrada na revisão de Hayes (1985). Por fim, a concentração de amostras considerada ótima por Simpson (2001) para obtenção de experimentos homo e heteronucleares é de 100 mg de substâncias húmicas por mL.

3.11. Aplicações

Modificações nos ácidos húmicos isolados de solos provocados pela adição de resíduos de origem urbana (lodo da estação de tratamento de esgoto e composto de lixo urbano) foram estudadas por RMN ^{13}C em solução que permitiu verificar uma clara diminuição nas espécies alquílicas e aumento de carbono em polissacarídeos (Canellas et al., 2002a). Modificações nas substâncias húmicas decorrentes de mudanças de manejo ou de uso do solo também podem ser monitoradas relativamente por RMN ^{13}C em solução. Por exemplo, Canellas et al. (2002b) verificaram alterações na funcionalidade de ácidos húmicos isolados de solos altamente intemperizados (Argissolos e Latossolos) com a mudança de uso i.e. de cana-de-açúcar para eucalipto incluindo, principalmente, aumento de aromaticidade.

Um dos principais problemas agroambientais está relacionado à dinâmica do fósforo que em solos altamente intemperizados pode estar adsorvido especificamente os óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos de ferro e

alumínio e, portanto, apresentar concentrações limitantes na solução do solo e limitar a produção. Por outro lado, a eutrofização de solos especialmente em áreas de plantio direto e uso de resíduos animais pode aumentar muito a concentração desse elemento nos solos e mananciais. O estudo das espécies de fósforo associadas a matéria orgânica natural pode ser facilitado pelo uso da RMN ^{31}P em solução. Por exemplo, Busato et al. (2005) verificaram aumento significativo nas espécies mais lábeis de fósforo na matéria orgânica de um solo cultivado por longo tempo com cana-de-açúcar sem a queima dos resíduos durante a colheita em comparação com a área queimada. Anteriormente, Canellas et al. (2004) As espécies de fósforos encontradas na matéria orgânica em solos cultivados com leguminosas foram mais parecidas com as encontradas numa Mata adjacente do que com as espécies encontradas no solo cultivado com gramíneas. Esses estudos empregariam técnicas extremamente laboriosas e tediosas de fracionamento caso a RMN em solução não estivesse disponível.

Apesar de menos explorada a 1H RMN em solução pode ser também utilizada para monitorar as mudanças na matéria orgânica do solo. Por exemplo, Clemente et al (2013) monitoraram as mudanças decorrentes da adição de folhas, caules e raízes na matéria orgânica do solo e das substâncias húmicas por 13C RMN no estado sólido e 1H RMN em solução, respectivamente. As substâncias húmicas no solo incubado com folhas apresentaram maior quantidade de carbono alquílico enquanto que no solo incubado com raízes a presença de compostos derivados da atividade microbiana foi maior. Claras implicações sobre as consequências de manejo do solo puderem ser obtidas incluindo aquelas relacionadas a de como aumentar a recalcitrância e a hidrofobicidade da matéria orgânica. Os espectros de 1H RMN obtidos por Clemente et al. (2013) são mostrados na Figura 12.

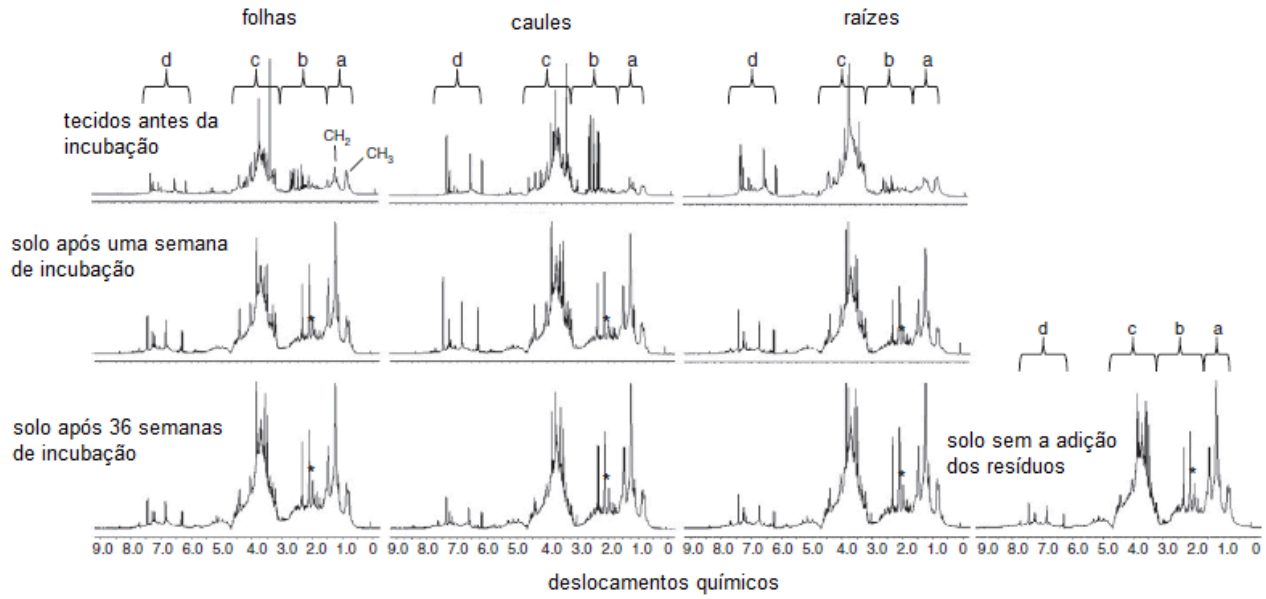


Figura 12. Espectros ^{1}H RMN em solução de diferentes tecidos de milho e das substâncias húmicas isoladas dos solos incubados por 1 e 36 semanas com os resíduos. Os espectros foram divididos nas seguintes regiões: (a) grupos metil e metilenos alifáticos de lipídios de alta e baixa massa molecular; (b) grupos metil e metilênicos alifáticos pertos de O e N, lipídios ou peptídeos; (c) O-alquílicos de açúcares ou ligninas; (d): sinais devidos a grupos aromáticos de ligninas ou proteínas. Os sinais de N-acetil que pode ser atribuído a peptideoglicanos ou quitinas também foram marcados (*) bem como os derivados de pepdídeos (P1 e P2).

FONTE: Adaptada de Clemente et al. (2013)

Simpson (2002) foi capaz de demonstrar que as substâncias húmicas em solução são, na realidade, associações ou agregados de moléculas de massa molecular relativamente pequena. Essas associações podem ser facilmente rompidas pela adição de ácidos orgânicos (Figura 13).

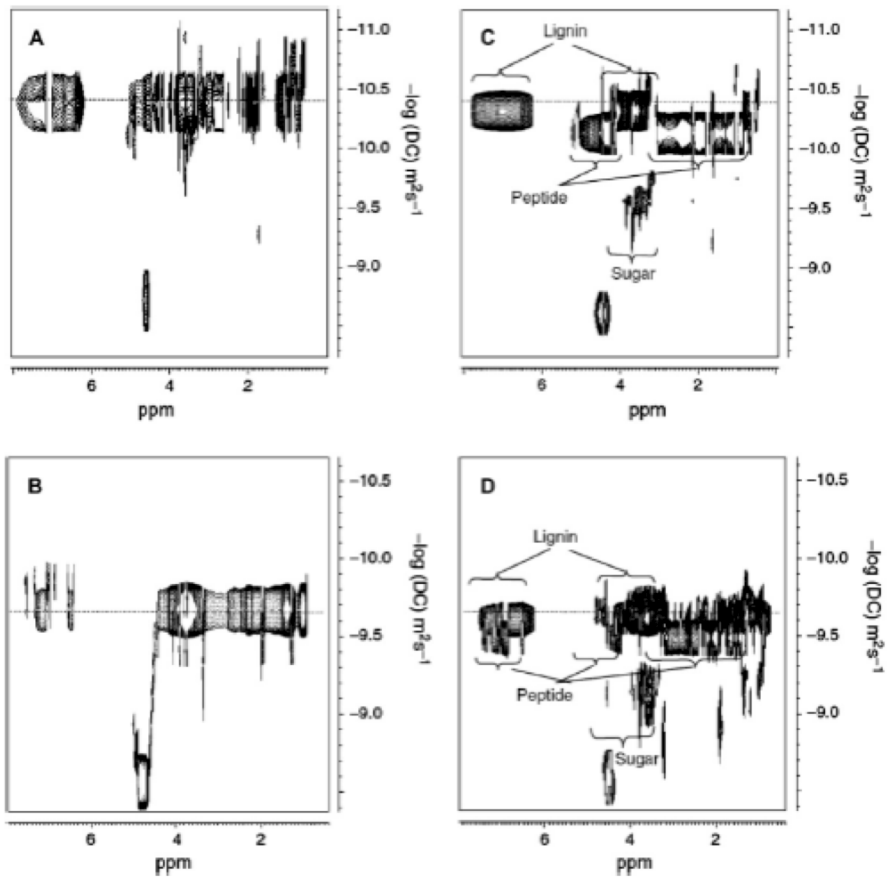


Figura 13. Espectro de RMN de 1H, DOSY, obtido a 500 MHz de uma amostras acido húmico (IHSS) preparada em D2O a 133 mg/ml (A) e a 5 mg/ml (B) e após adição de 5 L de ácido acético (C e D). Antes da adição de ácido acético todos os componentes da MO difundem com aproximadamente o mesmo coeficiente de difusão indicando que as espécies estão agregadas. Depois da adição do ácido acético, os principais componentes da mistura (peptídeos, carboidratos e lignina) são separados de acordo com os seus coeficiente de difusão e estão na forma desagregada.

Para essa análise foi utilizado o experimento DOSY com duas concentrações diferentes de ácidos húmicos. Em ambas concentrações, o coeficiente de difusão são semelhantes mostrando a associação de grupos funcionais tal qual como um polímero orgânico de uma macromolécula. Com a adição de ácido acético é promovido uma desagregação dos componentes da mistura resultando na formação de várias bandas discretas de difusão que estão correlacionadas com deslocamentos químicos consistentes as espécies mais abundantes nestas misturas tais como ligninas, ácidos graxos, carboidratos e peptídeos. Os tamanhos ´podem ser extrapolados a partir de comparações empíricas com coeficientes de difusão de compostos padrões e resultados estimaram massas moleculares na faixa de

200-600, 2000-2500 e 1000 Da para os diversos componentes das misturas. Muito abaixo dos milhões de Da das pseudo macromoléculas húmicas estimadas por outras técnicas.

As técnicas bidimensionais permitiram (as mais usadas são apresentadas na Tabela a seguir) maior detalhamento sobre a estrutura da matéria orgânica em solução (Simpson, 2001) e tem sido utilizadas também com sucesso para o monitoramento de ambientes pelo acompanhamento de moléculas traçadoras ou indicadoras (Simpson et al., 2011).

Tabela 2.
Experimentos básicos em técnicas multidimensionais

Experimentos homonucleares: correlação entre átomos iguais ($^1H/^1H$)		
COSY	**CO**rrelation **S**pectroscop**Y**	Acoplamento entre átomos de ^1H (até duas ou três ligações)
TOCSY	**TO**tal**C**orrelation **S**pectroscop**Y**	Correlação entre todos os átomos de ^1H numa cadeia alquílica até que seja interrompida por um átomo de carbono quaternário
Experimentos heteronucleares: correlação entre átomos de diferentes ($^1H/^{13}C$, $^1H/^{15}N$, $^1H/^{31}P$		
HSQC	**H**eteronuclear **S**ingle **Q**uantum **C**oeherence	Observa a correlação de pares de átomos diferentes ligados entre si
HMQC	**H**eteronuclear **M**ultiple **Q**uantum **C**oeherence	Observa a correlação de pares de átomos diferentes ligados entre si
HECTOR	**He**teronuclear Correlation	Observa a correlação de pares de átomos diferentes ligados entre si
HMBC	**H**eteronuclear **M**ultiple **B**ond **C**orrelation	Acoplamentos multinucleares até duas ou três ligações
Experimentos de difusão: DOSY (**D**iffusion **O**rdered **S**pectroscop**Y**: observam-se deslocamentos químicos num eixo e os respectivos coeficientes de difusão no outro. Comparando com padrões é possível identificar diferentes compostos numa mistura		

Em nível molecular a RMN em solução é mais poderosa ferramenta de análise depois de escolhida a molécula alvo devido a sua versatilidade e possibilidade de acoplamento com técnicas de separação tais como os

métodos cromatográficos (Simpson & Simpson, 2012). Por exemplo, Woods et al. (2011) aplicaram a cromatografia interação hidrofílica (HILIC) para separar a matéria orgânica dissolvido do rio Suwannee em 80 frações detectadas por RMN em solução. A técnica permitiu a identificação de componentes estruturais individualizados na matéria orgânica dissolvida (Figura 14). As técnicas convencionais de monitoramento de bioindicadores geralmente são muito trabalhosas e a simplificação decorrente de tratamento das amostras pode proporcionar perdas no entendimento das interações globais dessas moléculas indicadoras no ambiente estudado. A RMN permite uma visão holística do panorama físico-químico.

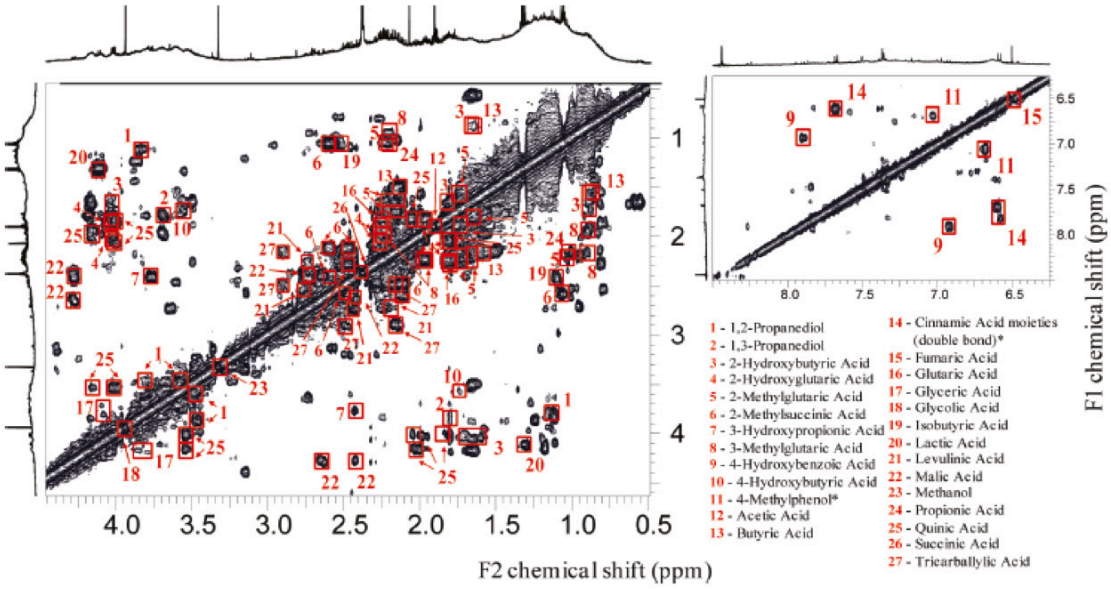


Figura 14. Espectros de RMN 2D COSY45 da fração simplificada HILIC (H09). Esquerda: Ampliação da região entre 0,5 até 4,5 ppm; direita: ampliação da região entre 6,3 até 8,5 ppm. Os assinalamentos foram a partir de base de dados.

A RMN em solução ainda tem muito a contribuir no entendimento dos principais processos que ocorrem no solo, pois ainda está no seu estádio inicial de desenvolvimento (Simpson et al., 2011). Porém será fundamental para o desenvolvimento das práticas que tornarão sustentáveis as atividades no solo.

LITERATURA RECOMENDADA

Abragam, A., Bleaney, B. 1986. Electron paramagnetic resonance of transition ions. New York, Dover.

Alberts, J.J., Schindler, J.E., Miller, R.W., Nutter, D.E. 1974. Elemental mercury evolution mediated by humic acid. Science. 184, 895-897.

Arshad, M.A., Ripmeester, J.A., Schnitzer, M. 1988. Attempts to improve solid-state carbon-13 NMR spectra of whole mineral soils. Can. J. Soil Sci. 68, 593-602.

Atkins, P.W. 1998. Physical chemistry. 6th. ed. Oxford, Oxford University Press.

Baldock, J.A., Oades, J.M., Vassalo, A.M., Wilson, M.A. 1990. Solid-state CP/MAS ^{13}C NMR analysis of bacterial and fungal cultures isolated from a soil incubated with glucose. Aust. J. Soil Res. 28, 213-225.

Baldock, J.A., Oades, J.M., Waters, A.G., Peng, X., Vassalo, A.M., Wilson, M.A. 1992. Aspect of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. Biogeochemistry. 16, 1-42

Barančíková, G., Senesi, N., Brunetti, G. 1997. Chemical and spectroscopic characterization of humic acids isolated from different Slovak soil types. Geoderma. 78, 251-266.

Barton, D.H.R., Schnitzer, M. 1963. A new experimental approach to the humic acid problem. Nature, 198, 217-218.

Blois, M.S.Jr., Brown, H.W., Mailing, J.E. 1961. Precision g-value measurements of free radicals of biological interest. In: Blois, M.S.Jr., Brown, H.W., Lemmon, R.M., Lindlom, R.O., Weissbluth, M. (Eds.) Free radicals in biological systems. New York, Academic. p. 117-131.

Boyd, S.A., Sommers, L.E., Nelson, D.W., West, D.X. 1983. Copper(II) binding by humic acid extracted from sewage sludge: an electron spin resonance study. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 43-46.

Bunce, N.J. 1987. Introduction to the interpretation of electron spin resonance spectra of organic radicals. J. Chem. Educ. 64, 907-914.

Busato, JG, Velloso ACX, Canellas, LP. Fósforo num Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo: II – análise de ácidos húmicos por RMN ^{31}P. Revista Brasileira de Ciência do Solo 29: 945 - 953, 2005.

Canellas LP, Espíndola JA, Guerra JGM, Teixeira MG, Velloso ACX, Rumjanek VM. Phosphorus analysis in soil under herbaceous perennial leguminous cover by nuclear magnetic spectroscopy. Pesquisa Agropecuária Brasileira39: 589 - 596, 2004.

Canellas LP, Santos GA, Guridi F, Rumjanek VM, Braz-Filho R.Aumento da resolução de espectros de RMN ^{13}C de ácidos húmicos com uso de KCl 0,03 mol L^{-1}. Química Nova24: 131 - 132, 2001.

Canellas LP, Santos GA, Rumjanek VM, Braz-Filho R, Guridi F. Structural features of humic acids from soils amended with urban organic residues: an elemental composition, NMR 13C and Py-GC/MS study. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 26: 333 - 341, 2002.

Canellas LP, Velloso ACX, Rumjanek V, Guridi F, Olivares FL, Santos GA, Braz-Filho, R.Distribution of the humified fractions and characteristics of humic acids of an ultissol under cultivation of eucalyptus and sugar-cane. Terra20: 371 - 381, 2002.

Carrington, A., McLachlan, A.D. 1967. Introduction to magnetic resonance. New York, Harper & Row.

Catroux, G., Schnitzer, M. 1987. Chemical, spectroscopic, and biological characteristics of the organic matter in particle size fractions separated from an Aquoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 1200-1207.

Cheshire, M.V., Berrow, M.L., Goodman, B.A., Mundie, C.M. 1977. Metal distribution and nature of some Cu, Mn and V complexes in humic and fulvic acid fractions of soil organic matter. Geochim. Cosmochim. Acta. 41, 1131-1138.

Cheshire, M.V., McPhail, D.B. 1996. Hyperfine splitting in the electron spin resonance solution spectra of humic substances. European J. Soil Sci. 47, 205-213.

Clemente JS, Simpson MJ, Simpson AJ, Yanni SF, Whalen JK. Comparison of soil organic matter composition after incubation with maize leaves, roots, and stems Geoderma 192: 86–96, 2013.

Coelho Neto, J.A. 1992. Processamento de sinais de ressonância paramagnética eletrônica. Projeto de um sistema de varredura rápida para R.P.E. Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado). Instituto de Física, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Colnago, L.A., Martin-Neto, L., Miyazawa, M., Vieira, E.M., Bonagamba, T.J., Panepucci, H. 1997. Estudo da razão E_4/E_6 e aromaticidade por RMN de C^{13} em estado sólido da AH de um Latossolo roxo. In: 2º Encontro Brasileiro sobre Substâncias Húmicas (1997 : São Carlos). Anais... São Carlos, EMBRAPA-CNPDIA. p. 167.

Conte, P., Piccolo, A., van Lagen, B., Buurman, P., de Jager, P.A. 1997. Quantitative aspects of solid-state ^{13}C NMR spectra of humic substances from soils of volcanic systems. Geoderma. 80, 327-338.

Dai, K.H., Johnson, C.E. 1999. Applicability of solid-state ^{13}C CP/MAS NMR analysis in Spodosols: chemical removal of magnetic materials. Geoderma. 93, 289-310.

Drago, R.S. 1992. Physical methods for chemists. 2nd ed. Orlando, Saunders.

Drozd, J., Jezierski, A. 1994. Electron spin resonance studies on humus compounds isolated from soils contaminated by copper smelters. In: Senesi, N., Miano, T. (Ed.) Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health. Amsterdam, Elsevier. p. 1119-1124.

Dudley, R.L., Fyfe, C.A. 1982. Evaluation of the quantitative reliability of the 13C CP/MAS technique for the analysis of coals and related materials. Fuel. 61, 651-657.

Fan, T. W.-M., R. M. Higashi and A. N. Lanes. 2000. Chemical Characterization of a Chelator-Treated Soil Humate by Solution-State Multinuclear Two-Dimensional NMR with FTIR and Pyrolysis-GCMS, Environ. Sci Technol. 34, 1636-1646.

Ferreira, J.A., Nascimento, O.R., Martin-Neto, L. 2001. Hydrophobic interactions between spin-label 5-SASL and humic acid as revealed by ESR spectroscopy. Environ. Sci. Technol. 35, 761-765.

Filip, Z., Cheshire, M.V., Goodman, B.A., McPhail, D.B. 1985. The occurrence of copper, iron, zinc and others elements and the nature of some copper and iron complexes in humic substances from municipal refuse disposed in a landfill. Sci. Total Environ. 44, 1-16.

Freitas, J.C.C, Bonagamba, T.J. 1999. Fundamentos e Aplicações da Ressonância Magnética Nuclear. Os Núcleo Atômicos e a RMN. Rio de Janeiro, AUREMN.

Fründ, R., Haider, K., Lüdemann, H.-D. 1994. Impacts of soil management practices on the organic matter structure – investigation by CPMAS ^{13}CNMR-spectroscopy. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 2935.

Fründ, R., Haider, K., Lüdemann, H.-D. 1994. Impacts of soil management practices on the organic matter structure – investigation by CPMAS ^{13}CNMR-spectroscopy. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 2935.

Gil, V.M.S., Geraldes, C.F.G.C. 1987. Ressonância Magnética Nuclear. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian.

Gonzalez-Vila, F.J., Lentz, H., Lüdemann, H.-D. 1976. FT-^{13}C nuclear magnetic resonance spectra of natural humic substances. Biochem. Biophys. Res. Comm. 72, 1063-1070.

Goodman, B.A, Cheshire, M.V. 1975. The bonding of vanadium in complexes with humic acids: an electron paramagnetic study. Geochim. Cosmochim. Acta. 39, 1711-1713.

Goodman, B.A., Hall, P. L. 1994. Electron paramagnetic resonance spectroscopy. In: Wilson, M.J. (Ed.) Clay Mineralogy: Spectroscopic and Chemical Determinative Methods. London, Chapman e Hall. p. 173-225.

Guggenberger, G., Christensen, B.T., Zech, W. 1994. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. lignin and carbohydrate signature. Eur. J. Soil Sci. 45, 449-458.

Günther, H. 1995. NMR spectroscopy - Basic principles, concepts, and applications in chemistry. 2nd ed. New York, Wiley.

Hagaman, E.W., Chambers, R.R., Woody, M.C. 1986. Determination of the fraction of organic carbon observable in coals and coal derivatives measured by high-resolution solid state carbon-13 nuclear magnetic resonance spectrometry. Anal. Chem. 58, 387-394.

Hatcher, P.G., Schnitzer, M., Dennis, L.W., Maciel, G.E. 1981. Aromaticity of humic substances in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, 1089-1094.

Hemminga, M.A., Buurman, P. 1997. Editorial: NMR is soil science. Geoderma. 80, 221-224.

Hu, W., Mao, J., Xing, B., Schmidt-Rohr, K. 2000. Poly(methylene) Crystallites in Humic Substances Detected by Nuclear Magnetic Resonance. Environ. Sci. Technol. 34, 530-534.

Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y. 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 1695-1701.

Jezierski, A., Drozd, J., Jerzykiewicz, M., Chen, Y., Kaye, K.J. 1998. EPR in the environmental control: copper complexes and free radicals in soil and municipal solid waste compost. Appl. Magn. Reson. 14, 275-282.

Jerzykiewicz, M., Drozd, J., Jezierski, A. 1999. Organic radicals and paramagnetic metal complexes in municipal solid waste composts. An EPR and chemical study. Chemosphere 39, 253-268.

Jezierski, A., Czechowski, F., Jerzykiewicz, M., Chen, Y., Drozd, J. 2000a. Electron paramagnetic resonance (EPR) studies on stable and transient radicals in humic acids from compost, soil, peat and brown coal. Spectrochim. Acta A 56, 379-385.

Jezierski, A., Czechowski, F., Jerzykiewicz, M., Drozd, J. 2000b. EPR investigation of structure of humic acids from compost, soil, peat and soft brown coal upon oxidation and metal uptake. Appl. Magn. Reson. 18, 127-136.

Kinchesh, P., Powlson, D.S., Randall, E.W. 1995. ^{13}C NMR studies of organic matter in whole soils: I. Quantitation possibilities. Eur. J. Soil Sci. 46, 125-138.

Kögel-Knabner, I., Zech, W., Hatcher, P.G. 1991. Chemical structural studies of forest soil humic acids: aromatic carbon fraction. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 241-247.

Lakatos, B., Tibai, T., Meisel, J. 1977. EPR spectra of humic acids and their metal complexes. Geoderma. 19, 319-338.

Mangrich, A.S., Vugman, N.V. 1988. Bonding parameters of vanadyl ion in humic acid from the Jucu river estuarine region, Brazil. Sci. Total Environ. 75, 235-241.

Mangrich, A.S., Lermen, A. W., Santos, E. J., Gomes, R. C., Coelho, R. R. R., Linhares, L. F., Senesi, N. 1998. Electron paramagnetic resonance and ultraviolet-visible spectroscopic evidence for copper porphyrin presence in actinomycete melanins from soils. Biol. Fertil. Soils. 26, 341-345.

Martin-Neto, L., Nascimento, O.R., Talamoni, J., Poppi, N.R. 1991. EPR of micronutrients-humic substances complexes extracted from a Brazilian soil. Soil Sci. 51, 369-376.

Martin-Neto, L., Andriulo, A. E., Tragheta, D. G. 1994b. Effects of cultivation on ESR spectrum of organic matter from soil size fractions of a mollisol. Soil Sci. 157, 365-372.

Martin-Neto, L., Vieira, E.M., Sposito, G. 1994a. Mechanism of atrazine sorption by humic acid: A spectroscopic study. Environ. Sci. Technol. 28, 1867-1873.

Martin-Neto, L., Rossel, R., Sposito, G. 1998. Correlation of spectroscopy indicators of humification with mean annual rainfall along a grassland climosequence. Geoderma. 81, 305-311.

McBride, M.B. 1978. Transition metal bonding in humic acid: an ESR study. Soil Sci. 126, 200-209.

Newman, R.H., Tate, K.R., Barron, P.F., Wilson, M.A. 1980. Towards a direct, non-destructive method of characterising soil humic substances using ^{13}C NMR. J. Soil Sci. 31, 623-631.

Newman, R.H., Tate, K.R. 1984. Use of alkaline soil extracts for ^{13}C NMR characterization of humic substances. J. Soil Sci. 35, 47-54.

Neyroud, J.A., Schnitzer, M. 1972. The chemistry of high molecular weight fulvic acid fractions. Can. J. Chem. 52, 4123-4132.

Novotny, E.H., Martin-Neto, L. 2000. Factors affecting quantitative organic free radical analysis by EPR. In: 10th International Meeting of the International Humic Substances Society (2000 : Toulouse-França). Anais... Toulouse, IHSS. p. 85-90.

Novotny, E.H., Martin-Neto, L. 2002. Effects from humidity and metal ions on the free radical analysis of peat humus. Geoderma. 106, 305-317.

Olk, D.C., Cassman, K.G., Fan, T.W.M. 1995. Characterization of two humic acids fractions from a calcareous vermiculitic soil: implications for the humification process. Geoderma. 65, 195-208.

Olk, D.C., Brunetti, G., Senesi, N. 1999. Organic matter in double-cropped lowland rice soils: Chemical and spectroscopic properties. Soil Sci. 164, 633-649.

Oniki, T, Takahama, U. 1994. Effects of reaction time, chemical reduction, and oxidation, on ESR in aqueous solutions of humic acids. Soil Sci. 158, 204-210.

Opella, S.J., Frey, M.H., Cross, T.A. 1979. Selection of nonprotonated carbon resonances in solid-state nuclear magnetic resonance. J. Am. Chem. Soc. 101, 5854-5856.

Parish, R.V. 1990. NMR, NQR, EPR and Mössbauer spectroscopy in inorganic chemistry. London, Elis Horwood.

Peersen, O. B., Wu, X., Kustanovich, I., Smith, S.O. 1993. Variable-amplitude cross-polarization MAS NMR. J. Magn. Reson. A. 104, 334-339.

Piccolo, A. 2000. From humic supra-molecular self-associations to stable polymeric structures via enzymatic and biomimetic catalyses. In: 10th International Meeting of the International Humic Substances Society (2000 : Toulouse-França). Anais... Toulouse, IHSS. p. 295.

Piccolo, A. 2001. The supramolecular structure of humic substances. Soil Sci. 166, 810-832.

Pfeffer, P.E., Gerasimowicz, W.V., Piotrowski, E.G. 1984. Effect of paramagnetic iron on quantitation in carbon-13 cross polarization magic angle spinning nuclear magnetic resonance spectrometry of heterogeneous environmental matrices. Anal. Chem. 56, 734-741.

Poole, C.P. 1983. Electron spin resonance: A comprehensive treatise on experimental techniques. 2nd ed. New York, Wiley.

Preston, C.M., Blackwell, B.A. 1985. Carbon-13 nuclear magnetic resonance for a humic and a fulvic acid: signal-to-noise optimazation, quantitation, and spin echo techniques. Soil Sci. 139, 88-96.

Preston, C.M., Dudley, R.L., Fyfe, C.A., Mathur, S.P. 1984. Effects of variations in contact times and copper contents in a ^{13}C CPMAS study of samples of four organic soils. Geoderma. 33, 245-253.

Preston, C.M., Newman, R.H., Rother, P. 1994. Using CP-MAS NMR to assess effects of cultivation on the organic matter of particle size fractions in a grassland soil. Soil Sci. 157, 26-35.

Preston, C.M. 1996. Applications of NMR to soil organic matter analysis: history and prospects. Soil Sci. 161, 144-166.

Riffaldi, R., Schnitzer, M. 1972. Electron spin ressonance spectrometry of humic substances. Soil Sci. Soc. Am. J. 36, 301-305.

Saab, S.C., Mello, N.C., Colnago, L.A., Conceição, M., Novotny, E.H., Martin-Neto, L. 1999. Anéis Aromáticos Condensados e Relação E_4/E_6: Estudo de Ácidos Húmicos por ^{13}C NMR CPMAS Usando Desacoplamento Defasado. In: XXVII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo (1999 : Brasília). Anais... Brasília, EMBRAPA-Cerrados. CD-ROM. Número: T044-7.

Schmidt, M.W.I., Knicker, H., Hatcher, P.G., Kögel-Knabner, I. 1997. Improvement of ^{13}C and ^{15}N CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with hydrofluoric acid (10 %). Eur. J. Soil Sci. 48, 319-328.

Schnitzer, M., Skinner, S.I.M. 1969. Free radicals in soil humic compounds. Soil Sci. 108, 383-390.

Schnitzer, M., Khan, S.U. 1978. Soil Organic Matter. Amsterdam, Elsevier.

Schnitzer, M., Lévesque, M. 1979. Electron spin resonance as a guide to the degree of humification of peats. Soil Sci. 127, 140-145.

Simpson, A.J, 2001 Multidimensional solution state NMR of humic substances: a practical guide and review. *Soil Sci.*, , 166, 795-809.

Simpson AJ, McNally DJ, Simpson MJ. NMR spectroscopy in environmental research: From molecular interactions to global processesProgress in Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy 58 97–175, 2011.

Simpson MJ, Simpson AJ. The Chemical Ecology of Soil Organic Matter: molecular constituents J Chem Ecol 38:768–784, 2012.

Senesi, N. 1990. Application of Electron Spin Resonance (ESR) Spectroscopy in Soil Chemistry. Advances in soil science, V.14. New York, Springer.

Senesi, N., Bocian, D.F., Sposito, G. 1985. Electron spin resonance investigation of copper(II) complexation by soil fulvic acid. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 114-119.

Senesi, N., Miano, T.M., Brunetti, G. 1996. Humic-like substances in organic amendments and effects on native soil humic substances. In: Piccolo, A. (Ed.) Humic substances in terrestrial ecosystems. Amsterdam, Elsevier. p. 531-593.

Senesi, N., Steelink, C. 1989. Application of ESR spectroscopy to the study of humic substances. In: Hayes, M.H.B., MacCarthy, P., Malcolm, R.L., Swift, R.S. (Eds.) Humic substances II. In search of structure. Chichester, Wiley. p. 373-407.

Silverstein, R.M., Bassler, G.C., Morrill. T.C. 1991. Spectrometric identification of organic compounds. 5th ed. New York, Wiley.

Smernik, R.J., Oades, J.M. 2000. The use of spin counting for determining quantitation in solid state ^{13}C NMR spectra of natural organic matter. 1. Model systems and the effects of paramagnetic impurities. Geoderma. 96, 101-129.

Sposito, G., Martin-Neto, L., Yang, A. 1996. Atrazine complexation by soil humic acids. J. Environ. Qual. 25, 1203-1209.

Starsinic, M., Otake, Y., Walker Jr., P.L, Painter, P.C. 1984. Application of FTIR spectroscopy to the determination of COOH groups in coal. Fuel. 63, 1002-1007.

Steelink, C., Tollin, 1962. Stable free radicals in soil humic acid. Biochimica Biophysica Acta, 59, 25-34.

Title, R.S. 1963. Electron paramagnetic resonance spectra of Cr^{+}, Mn^{2+} and Fe^{3+} in cubic ZnS. Phys. Rev. 131, 623-627.

Veeman, W.S. 1997. Nuclear magnetic resonance, a simple introduction to the principles and applications. Geoderma. 80, 225-242.

Weil, J.A., Bolton, J.R., Wertz, J.E. 1994. Electron paramagnetic resonance: Elementary theory and practical applications. New York, Wiley.

Wickman, H.H., Klein, M.P., Shirley, D.A. 1965. Paramagnetic resonance of Fe^{3+} in polycrystalline ferrichrome A. J. Chem. Phys. 42, 2113-2116.

Wilson, M.A. 1987. NMR techniques and applications in geochemistry and soil chemistry. Oxford, Pergamon Press.

Wilson, M.A. 1990. Application of nuclear magnetic resonance spectroscopy to organic matter whole soils. In: MacCarthy, P., Clapp, C.E., Malcolm, R.L., Bloom, P.R. (Ed.) Humic substances in soil and Crop Sciences; Selected Readings. Madison, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. p. 221-260.

Woods GC, Simpson MJ, Koerner PJ, Napoli A, Simpson AJ. HILIC-NMR: Toward the Identification of Individual Molecular Components in Dissolved Organic Matter.Environ. Sci. Technol. 45: 3880–3886, 2011.

CAPÍTULO 11 / Parte 2

Pirólise e Reações de Hidrólise e Metilação Termicamente Assistidas (Termoquemólise) para Identificação de Compostos nas Substâncias Húmicas

Luciano Pasqualoto Canellas

1. INTRODUÇÃO

A pirólise consiste na degradação térmica da matéria em atmosfera inerte. É um método analítico termodegradativo muito útil na caracterização química de compostos e misturas complexas (Silvério et al., 2008). Com a transferência muito rápida de energia térmica para a amostra ocorre a perda de elétrons e a formação de radicais livres. A fragmentação do composto ocorre para estabilização do restante da estrutura e os fragmentos gerados podem ser úteis na identificação de estruturas químicas especialmente quando separadas por cromatografia gasosa e identificadas por espectrometria de massas (CG-MS). A técnica tem sido amplamente usada para a caracterização da matéria orgânica do solo (Sainz-Jimenez, 1996). O principal avanço no método na aplicação em matéria orgânica foi o uso de reações de hidrólise e metilação antes do aquecimento da amostra (Challinor, 1989, 1991). As reações de hidrólise e metilação termicamente assistidas (THM) ou termoquemólise (do inglês thermochemolysis) evitam as perdas de grupos COOH e OH durante a fase de transferência de energia térmica e diminuindo a produção de artefatos Vários agentes alquilantes tem sido proposto para a termoquemólise das amostras. O mais usado continua sendo o hidróxido de tetrametil amônio (TMHA). Outro passo significativo na área foi desenvolvimento da termoquemólise off-line permitindo o

uso de grande quantidade de amostras (gramas em vez de pouco miligramas) e aumentando a consistência da análise comparativa por métodos estatísticos. Por fim, apesar de rápido e capaz de identificar componentes moleculares presentes na matéria orgânica a tanto a pirólise como as reações de hidrólise e metilação termicamente assistidas necessitam da extração prévia da matéria orgânica e suas frações para obtenção de resultados confiáveis uma vez que a interação com a matriz mineral em amostras intactas de solo produz uma quantidade de artefatos indesejáveis especialmente reações de ciclização e formação de compostos aromáticos. Spaccini et al. (2013) propuseram o tratamento prévio de amostras com ácido fluorídrico antes das reações de hidrólise e metilação. A técnica é capaz de reduzir os problemas da interação com silicatos candidatando o método a avaliação direta da qualidade da matéria orgânica do solo.

2. FUNDAMENTOS

A pirólise é um método analítico térmico muito útil para estudo de amostras e misturas complexas tais como as que ocorrem na matéria orgânica no solo. A transferência de grande quantidade de energia térmica em frações de milissegundos sob atmosfera inerte retira elétrons da amostra produzindo radicais orgânicos. É gerada uma instabilidade pela perda de elétrons. As vibrações das ligações entre os átomos são afetadas e para estabilizar a estrutura ocorre a fragmentação e o rearranjamento. Os fragmentos voláteis podem ser diretamente identificados por espectrometria de massas (Py-MS) ou ainda serem capturados e separados por cromatografia gasosa e, em seguida, identificados por espectrometria de massas (Py/GC-MS). A pirólise pode ser realizada em fornos ou em pirolizadores que transferem energia térmica por filamento aquecido por resistência ou por indução. Este é chamado de *flash* pirólise por indução térmica ou pirólise por *Curie-Point* na qual poucos microgramas (5 a 10 μg) de amostra são colocados no porta-amostra, a energia térmica (700˚C) é rapidamente transferida sob alto vácuo e os produtos analisados por espectrometria. É a chamada *flash* pirólise *on line*. O fundamento da técnica é, portanto, a produção de radicais livres e identificação dos produtos de reação térmica. Uma descrição detalhada do método e dos equipamentos pode ser encontrada em Bracewell et al. (1989).

A transferência rápida de grande quantidade de energia produz uma série de reações na amostra especialmente a de descarboxilação e desidroxilação. Como os ácidos carboxílicos e as hidroxilas fenólicas e enólicas são os principais grupamentos funcionais responsáveis pela acidez da matéria orgânica trata-se de uma questão pertinente. Challinor (2001) introduziu o pré-tratamento da amostra com um reagente capaz de hidrolisar ligações ésteres e éteres e em seguida metilar as posições geradas. A reação de hidrólise e metilação termicamente assistida

(HMTA) ficou mais conhecida como *termoquemólise*. A amostra é, portanto, previamente tratada com o agente alquilante sendo o TMHA o mais utilizado (Figura 1) e depois submetida ao aquecimento.

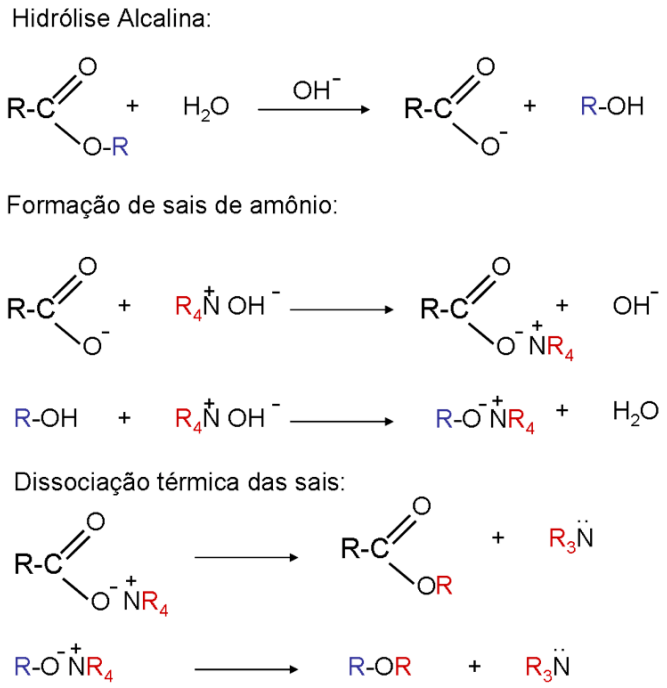


Figura 1. Mecanismo da hidrólise e metilação assistida termicamente com sais quaternários de amônio.

FONTE: Adaptado de Challinor (2001)

Foi desenvolvido o método *off-line* no qual a reação entre a amostra e o agente alquilante ocorre em ampolas fechadas sob vácuo. Após o aquecimento a ampola é aberta e os produtos são capturados com solvente apropriado e analisados por métodos cromatográficos e espectrométricos (Hatcher et al., 1995). Quantidades maiores de amostras (20-30 mg) podem ser analisadas pois não são inseridas diretamente no probe pirolisador. Uma variação desse método de hidrólise e metilação termicamente assistida *off-line* foi popularizada por Grasset e Ambles (1998) que consiste na termoquemólise preparativa. Assim, grandes quantidades de amostras (1 a 2 g) são colocadas em barcos de quartzo e banhadas com 1 a 2 mL de TMAH 25% em metanol. Após a secagem, as amostras são transferidas para um reator tubular de vidro Pyrex que, por sua vez, é introduzido num forno com temperatura programada (Figura 2).



Figura 2. visão geral do dispositivo utilizado para reação preparativa de hidrólise e metilação termicamente assistida (termoquemólise preparativa *off-line*). As amostras são colocadas nos barcos de quartzo e inseridas no reator tubular. A temperatura do forno é controlada e o gás inerte de arraste conduz os compostos voláteis para os traps vidro contendo solvente orgânico e imersos em banho de gelo. Após a remoção do solvente os compostos são analisados.

A amostra é aquecida em atmosfera inerte proporcionada por um fluxo constante de gás inerte (normalmente hélio) que arrasta os produtos voláteis para fora do forno. Os produtos da termoquemólise são capturados em frascos contendo solventes (normalmente clorofórmio devido a facilidade de remoção) imersos em banho de gelo. O solvente é retirado sob baixa temperatura e os produtos então analisados com métodos apropriados.

Hatcher e Clifford (1994) verificaram que o TMAH é tão efetivo a 300°C tanto quanto a 700°C para a produção de produtos voláteis em amostras de ácidos húmicos (ésteres e diésteres metílicos de ácidos graxos, ésteres metílicos de ácidos carboxílicos aromáticos e metoxibenzenos), sugerindo que uma quantidade significativa de quebra de ligações acontece a temperaturas sub-pirolíticas. É mais apropriado denominar o processo como termoquemólise já que se usa temperaturas abaixo da pirólise convencional. Resultados de termoquemólise em baixas temperaturas (250,

300 e 400°C) são facilmente encontrados e de acordo com Spaccini et al (2009) estas “baixas temperaturas” são suficientes para reduzir os rearranjos pirolíticos.

Embora o TMAH seja o agente derivatizante mais utilizados, outros reagentes tem sido estudados. Hidróxidos de tetraetil-, tetrapropil- ou tetrabutilamônio possibilitam a discriminação entre ácidos alquilados ou fenóis e grupamentos metílicos pré-existentes (Challinor, 1996; Guignard et al., 2000). Os acetatos de tetraalquilamônio (menos básicos que os hidróxidos) alquilam somente ácidos livres sem promover a hidrólise (Hardell & Nilvebrant, 1999; Grasset et al., 2002). O acetato de tetrametilamônio (TMAAc) pode substituir o TMAH devido a sua seletividade e condições mais suave de reação. O TMAAc foi usado pela primeira vez na termoquimólise por Hardell e Nilvebrant (1999). É seletivo para a metilação de ácidos livres sem alterar qualquer éster presente, uma vez que não reagem em condições de alcalinidade média diferente do TMAH, uma base muito forte, que hidrolisa os ésteres e metila os ácidos resultantes, bem como metila qualquer ácido livre presente. O estudo comparativo do tratamento da matéria orgânica natural aquática com sais de tetrametilamônio de diferente forças de basicidade foi realizado por Joll et al. (2004). Foram empregados além do TMAH e TMAAc, o carbonato de tetrametilamônio ($TMACO_3$) e brometo de tetrametilamônio (TMABr). Este último não foi efetivo como reagente termoquimolítico. O TMAAc em metanol produziu uma gama diferente de compostos em relação ao TMAH em metanol e $TMACO_3$ em água. Somente neste tratamento foi detectado a presença de compostos sulfurados e ésteres metílicos. Os autores propuseram um mecanismo para a formação destes metil ésteres envolvendo a transesterificação com íon metóxido derivado do solvente (Figura 3) e concluíram que o uso do TMAAc em metanol na termoquimólise “*off-line*” preserva mais a informação estrutural da matéria orgânica que o uso do TMAH/MeOH ou $TMACO_3/H_20$.

O isolamento de substâncias húmicas e a remoção de minerais são processos tediosos e muitas vezes alteram a natureza química dos compostos presentes. O uso de amostras intactas de solo sem a passagem por procedimentos de extração e a obtenção de resultados de forma rápida pela *flash* pirólise é tentador e vem sendo usado especialmente de forma relativa, comparando-se efeitos de uso e manejo na qualidade da matéria orgânica do solo (Hempling & Schulten, 1990). Uma limitação encontrada para determinação da natureza química das amostras intactas de solo por pirólise são as reações de ciclização e aromatização de compostos da matéria orgânica do solo induzidas pela presença das argilas. Faure et al. (2006) usaram compostos modelos e substâncias húmicas naturais e observaram a descarboxilação de ácidos alcanóicos durante a pirólise e produção de alcenos de cadeia mais curtas. Na presença de esmectita foi observada uma intensa aromatização das amostras com geração de alquilbenzenos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos durante a pirólise de alcanóis e especialmente de ácidos alcanóicos. A desidratação de alcoóis catalizada por argilas do tipo 2:1 é uma reação já bem conhecida. O "embaralhamento" das

estruturas dos alcenos produzidos e a ciclização e aromatização ocorrem na presença de esmectita. Os produtos são detectados, mas a descrição de como isso ocorre ainda não é muito claro. Foi demostrado por Faure e colaboradores que a reação de hidrólise e metilação termicamente assistida reduz esse problema. Spaccini et al. (2013) demonstraram a eficiência do pré-tratamento de desmineralização de amostras solo com ácido fluorídrico para evitar a formação de artefatos antes das reações de hidrólise a metilação termicamente assistidas aumentando a capacidade de análise do método. Eles usaram solos de diferentes regiões da Itália (Turim ao norte, Piacenza na região Central e Nápoles no Sul da Itália) com composição mineralógica dominada por argilas do tipo 2:1 (clorita, vermiculita, esmectitas e minerais interstratificados) e 1:1 (caulinita). O ácido fluorídrico é eficiente para quebrar ligações Si-O e desmineralizar as amostras. Resta saber se em solos oxídicos a influência na pirólise é também acentuada.

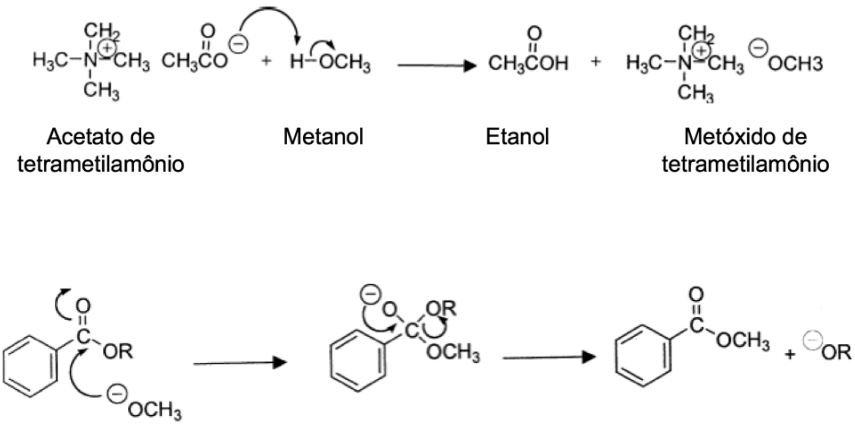


Figura 3. Mecanismos propostos por Joll et al., 2004 para a formação *in situ* de metóxido de tetrametilamônio e da transesterificação de ligações ésteres com o íon metóxido para produzir metil ésteres.

A identificação dos produtos da pirólise em amostras complexas depende da eficiência da separação e da habilidade de interpretação dos espectros de massas. O mais comum, devido ao grande número produtos obtidos com as reações de hidrólise e metilação termicamente assistidas, é a comparação por semelhança com bibliotecas de espectros. Para tanto existe uma vasta literatura dos produtos de pirólise e termoquemólise dos principais biopolímeros presentes na matéria orgânica do solo e nas substâncias húmicas. A identificação de subprodutos de ligninas, ácidos graxos, carboidratos, derivados de proteínas e aminoácidos é a base para a interpretação e uso do método.

A lignina representa cerca de 20-35% da biomassa vegetal e são classificadas de acordo com a quantidade relativa dos monômeros guaiacila (G), siringila (S) e *p*-hidroxifenila (P), derivados dos álcoois coniferílico, sinapílico e *p*-cumarílico, respectivamente (Figura 4). As ligninas de giminospermas são formadas quase exclusivamente de unidades de G, enquanto das angiospermas perenes estão constituídas por unidades de S e G e os três monômeros formam as ligninas das Poaceas, sendo o P o maior constituinte.

No procedimento termoquimiolítico de ligninas com TMAH, pela degradação química principalmente de ligações β-O-4 alquil-aril éter (Hatcher et al., 1995; Martin et al., 1995), são produzidos os monômeros metilados de unidades de p-hidroxifenol, guaiacila e siringila.

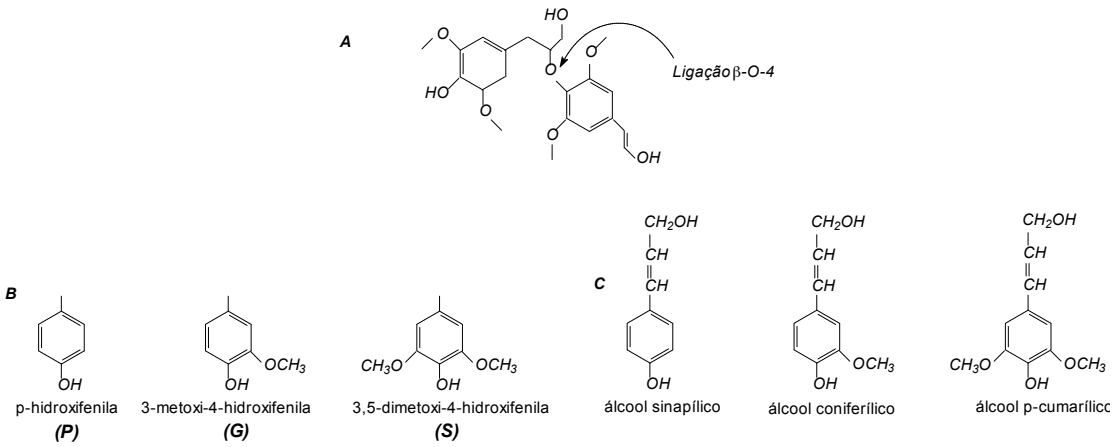


Figura 4. Ligação β-O-4 alquil-aril éter nas ligninas (A), monômeros de ligninas (B) e seus álcoois precursores (C).

FONTE: Adaptado de Abreu et al. (2009) e Canellas e Araújo (2005)

Baseando-se nos resultados obtidos com lignina natural e num dímero usado como modelo de lignina aliado a uma combinação de reagentes marcados com 13C e deutério para diferenciar as reações promovidas pelo TMAH e o solvente MeOH, Filley et al (1999) propôs um mecanismo de reação do TMAH apresentado na Figura 5. Os autores propõem um deslocamento intramolecular do grupamento β-fenóxi e a formação de dois intermediários epóxi-propano de guaiacila: o γ–hidroxi-α,β-epóxido e o α-hidroxi-β,γ- epóxido. O metóxido funciona com um nucleófilo para abrir o anel epóxido.

A termoquemólise “*off-line*” com TMAH de compostos usados como modelo de lignina que não contém grupamentos carboxilas, produzem quantidades significativas de produtos oxidados incluindo ácidos 4-metoxi e 3,4 dimetoxi benzóicos com seus ésteres metílicos. As reações de compostos aromáticos sem grupamentos carboxilas com TMAH podem produzir ácidos benzoicos (Hatcher & Minard, 1995).

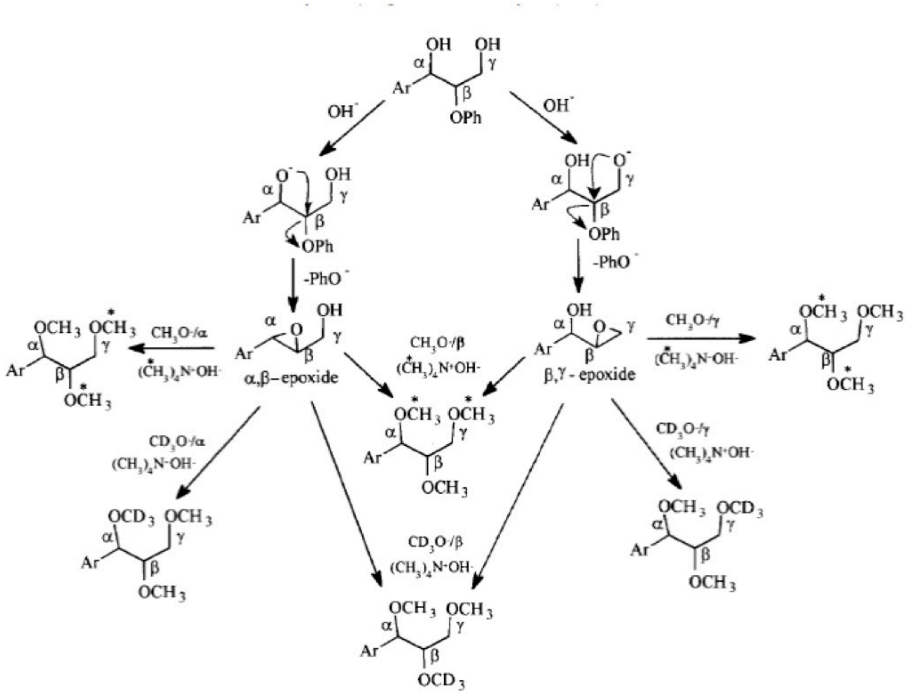


Figura 5. Mecanismo de reação de TMAH com dímero modelo de lignina.

FONTE: Filley et al. (1999)

Os lipídeos se encontram em todos os organismos vivos e são difíceis de definir estruturalmente. Eles são definidos operacionalmente como substâncias que, sendo insolúveis em água, podem ser extraídas com solventes orgânicos de baixa polaridade, como por exemplo: clorofórmio, éter, benzeno, etc. Este fato faz com que dentro dos lipídeos se agrupem diferentes tipos de substâncias: graxas, esteróides, terpenos, ceras. Os lipídeos podem ser compostos hidrofóbicos (não polares) ou anfipáticos (com substituintes não polares e apolares). Embora eles constituam uma classe bem definida de biomoléculas, em alguns casos podem ser encontrados em forma combinada com outras substâncias como os carboidratos e proteínas.

Os ácidos graxos se encontram em grandes quantidades nas células e tecidos de plantas e microrganismos. Eles são classificados de acordo com o número de átomos de carbono, o número e a posição das duplas ligações na cadeia de carbono e a presença de grupos funcionais. Os ácidos graxos podem ainda ser divididos em dois grupos: lineares ou ramificados. No estado livre só aparecem em traços, encontrando- se esterificados em estruturas lipídicas complexas. Na Tabela 1 se apresentam alguns dos ácidos graxos mais comuns no vegetal.

Nos ácidos graxos hidroxilados, as posições possíveis do grupamento hidroxila são α ou C_2, β ou C_3, ω ou carbono terminal da cadeia hidrocarbônica (oposto ao grupamento carboxila) e (ω-1) (Brondz, 2002). Goosens et al. (1986) atribuem os ácidos β-hidroxilados, que se encontram ligados por meio de ligações químicas lábeis por ataque ácido, à bactérias.

Segundo Brondz (2002), muitos dos ácidos graxos saturados de cadeia normal são amplamente distribuídos na natureza e com freqüência encontrados nas bactérias. Existem três tipos de ácidos graxos saturados mono-ramificados, sendo eles: a série iso, com fórmula $(CH_3)_2CH(CH_2)_nCOOH$; a série anteiso, com fórmula $CH_3CH_2CHCH_3$-$(CH_2)_nCOOH$ e, a série anteiso que apresenta ramificação no meio da cadeia, com fórmula $CH_3(CH_2)_nCHCH_3(CH_2)_mCOOH$. Existe também os ácidos graxos mono-insaturados, sendo os de isomeria trans, preferencialmente de bactérias (Volkman et al., 1980). Os vários tipos de ácidos graxos encontrados em bactérias estão mostrados na Tabela 4 (Suzuki et al., 1993).

Lores et al. (2006) empregam o perfil de ésteres metílicos de ácidos graxos (FAMEs, em inglês) na caracterização de diferentes estercos e seus vermicompostos produzidos por diferentes espécies de minhocas (*Eisenia andrei, Eudrilus eugeniae and Lumbricus rubellus*). Os autores encontraram que os ácidos graxos 18:2ω6 e 20:4ω6 aumentam significativamente nos vermicompostos bovinos com as três espécies de minhocas. Os autores justificam este fato pela ativação e proliferação de protozoários e de fungos, considerando que os ácidos graxos 18:2ω6 e 20:4ω6 são biomarcadores característicos de fungos e protozoários, respectivamente.

Tabela 1.
Alguns dos ácidos graxos comuns (nas formas aniônicas) nos lipídeos.

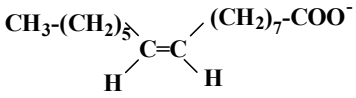
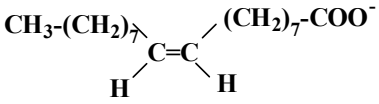
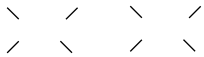
nº de C	Ligação dupla	Nome IUPAC (comum)	Fórmula Molecular
12	0	Dodecanoato (Laurato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{10}\text{-}COO^-$
14	0	Tetradecanoato (Miristato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{12}\text{-}COO^-$
16	0	Hexadecanoato (Palmitato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{14}\text{-}COO^-$
18	0	Octadecanoato (Estearato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{16}\text{-}COO^-$
20	0	Eicosanoato (Araquidato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{18}\text{-}COO^-$
22	0	Docosanoato (Behenato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{20}\text{-}COO^-$
24	0	Tetracosanoato (Lignocerato)	$CH_3\text{-}(CH_2)_{22}\text{-}COO^-$
16	1	*cis*-Δ^9-Hexadecenoato (Palmitoleato)	
18	1	*cis*-Δ^9-Octadecenoato (Oleato)	
18	2	*cis*,*cis*-$\Delta^{9,12}$-Octadecadienoato (Linoleato)	
18	3	tudo*cis*-$\Delta^{9,12,15}$-Octadecatrienoato (Linolenato)	$CH_3CH_2(CH{=}CHCH_2)_3(CH)_6COO^-$
20	4	tudo*cis*-$\Delta^{5,8,11,14}$-Eicosatetraenoato (Araquidonato)	$CH_3(CH_2)_4(CH{=}CHCH_2)_4(CH)_2COO^-$

Tabela 2.
Alguns dos diferentes ácidos graxos encontrados nas bactérias.

Ácidos saturados	
Cadeia linear	Ácido n-octadecanóico (n-18:0)
Iso-ramificado	Ácido 14-metil pentadecanóico (i-16:0)
Anteiso-ramificado	Ácido 14-metil hexadecanóico
Ácido ω–cíclico	Ácido ω–ciclohexilundecanóico
Ácidos insaturados e seus derivados	
Ácido monoenóico	ácido 11-octadecenóico (18:1)
Ácido polienóico	ácido 5,8,11,14,17-eicosapentaenóico
Ácido ciclopropano	ácido 11,12-metileno octadecanóico (ciclo-19:0)
Ácido 10-metil	ácido 10-metil octadecanóico (t-19:0)
Hidróxiácidos	
Ácido 3-hidróxi	ácido 3-hidróxidecanóico (3OH-10:0)
Ácido 2-hidróxi	ácido 2-hidróxihexadecanóico(2OH-16:0)

Ésteres metílicos de ácidos graxos (FAMEs) são liberados na termoquemólise com TMAH da matéria orgânica e substâncias húmicas. Vecken et al. (1999) reportaram a contribuição significativa dos ácidos graxos C16, C18:1 e C18 em ácidos húmicos isolados de compostos de resíduos biológicos. Reveillé et al. (2003) mostraram que os ácidos graxos constituíam uma fração importante no cromatograma de íons totais de ácidos húmicos de lodos de esgoto apesar da extração exaustiva destes compostos nas amostras.

Os terpenos são hidrocarbonetos constituídos por unidades de isopreno (2-metil-1,3-butadieno) e divididos em cinco grupos de acordo com o número de unidades de isopreno (C_5) em sua molécula. Assim, os monoterpenos (C-10) com duas unidades; sesquiterpenos (C-15) com três; diterpenos (C-20) com quatro, triterpenos (C-30) com cinco, tetraterpenos com oito (C-40) e politerpenos (C-n) com n unidades de isopreno, respectivamente. As unidades de isopreno se unem formando estruturas lineares ou cíclicas. Na Figura 6 é mostrado a estrutura do isopreno e de alguns terpenóides. Nos vegetais são encontrados um grupo grande de terpenos, componentes de óleos essenciais das plantas, por exemplo, os monoterpenos, geraniol, limoneno, mentol, principais componentes principais dos óleos do gerânio, limão e menta, respectivamente. O esqualeno, precursor na biossíntese do colesterol, é um exemplo de triterpeno. Os carotenóides são estruturalmente hidrocarbonetos tetraterpênicos, e dos quais o mais importante é o βcaroteno, precursor da vitamina A.

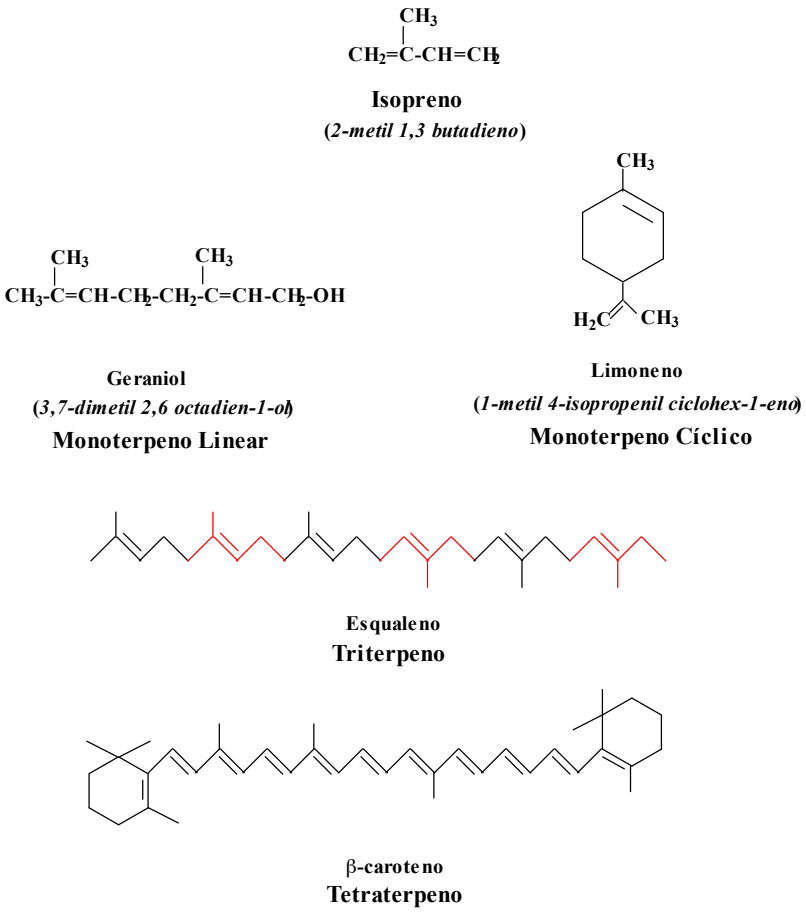


Figura 6. Estrutura da unidade de isopreno e alguns terpenoides.

Os esteróides são sintetizados a partir do isopreno por isso podem ser incluídos dentro dos compostos terpenóides; eles são derivados do hidrocarboneto perhidrociclopentanofenantreno (Figura 7).

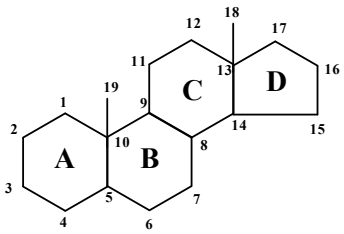


Figura 7. Estrutura do perhidrociclopentano fenantreno.

O colesterol é o esteróide mais abundante sendo o maior componente nas membranas biológicas das células animais. O colesterol é membro de um subgrupo de esteróides que contém um grupamento hidroxila no C3 do anel A e uma cadeia ramificada de oito ou mais átomos de C no C17 (Figura 8). Nas plantas superiores, o colesterol aparece em raras ocasiões. Elas contém outros tipos de esteróis chamados de fitoesteróis, entre os quais, o estigmasterol e o β-sitosterol (Figura 8).

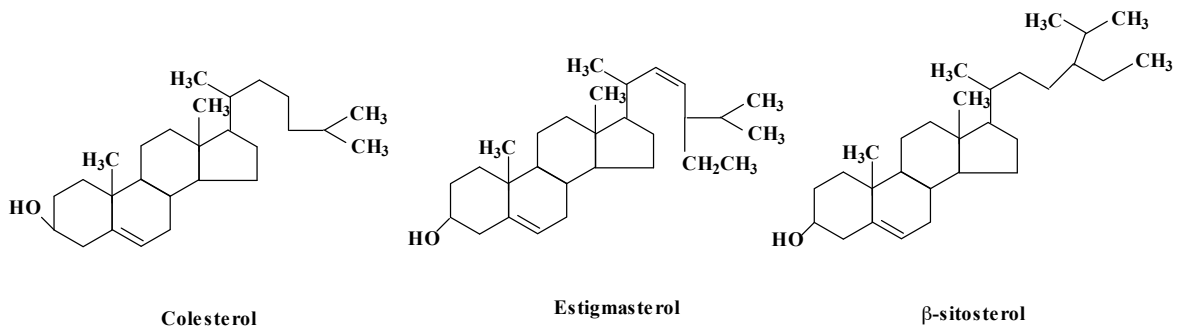


Figura 8. Estrutura química do esteróide: colesterol. (5-colesten-3β-ol) e os fitoesteróides: estigmasterol e β-sitosterol.

Os esteróis e triterpenóis são os lipídeos mais abundantes nos tecidos das plantas (Bull et al., 2000; Nierop et al., 2003). Triterpenos tetracíclicos e pentacíclicos também são lipídios típicos de tecidos de plantas (Otto & Simoneit, 2001). Os diterpenos tricíclicos, especialmente aqueles com esqueletos abietano, primarano e labdano, são os mais representativos dos diterpenóides naturais frequentemente encontrados nas resinas de várias plantas superiores das famílias *Coniferae* e *Leguminosae* (Pastorova et al., 1997; Cox et al., 2007).

Na termoquemólise com TMAH de solos (Spaccini et al., 2009), compostos orgânicos (Spaccini et al., 2007) e ácidos húmicos (Spaccini & Piccolo, 2009) foram liberados os derivados éter ou éster metílicos dos diferentes compostos terpênicos, entre os quais os triterpenos tetracíclicos principalmente metil éter e éster de derivados metílico/ etílico de colesten-3-ol, os triterpenos pentacíclicos com estruturas básicas de ursano, lupeano e oleano e os diterpenos tricíclicos com esqueletos abietano e pimarano.

A cutina é um dois principais componentes da cutícula das plantas. São formadas basicamente por w-hidroxiácidos e seus derivados interligados por meio de ligações éster, formando um poliéster polimérico de tamanho

indeterminado. As duas famílias dos monômeros de cutina são compostas por C16 e C18. A família C16 consiste principalmente de ácido 16-hidroxi palmítico e os ácidos 9,16 ou 10,16 dihidroxipalmíticos. A família C18 consiste principalmente do ácido 18-hidroxi oleico, ácido 9,10-epoxi-18-hidroxi esteárico e 9,10,18 trihidróxi esteárico. (Holloway, 1982).

A suberina apresenta dois domínios, um poliaromático e um polialifático. Os domínios poliaromáticos estão localizados predominantemente na parede celular primária e os polialifáticos estão localizados entre a parede celular primária e na plasmalema. Presume-se que os dois domínios sejam interligados. A composição qualitativa e quantitativa exata de monômeros de suberina varia em diferentes espécies. Alguns monômeros alifáticos comuns incluem α-hidroxiácidos (principalmente o ácido 18-hidroxioctadec-9-enóico) e α,ω-diácidos (principalmente o ácido octadec-9-ene-1,18-dióico). Os monômeros dos poliaromáticos são ácidos hidroxicinâmicos e derivados, como feruloiltiramina. Em adição aos componentes alifáticos e aromáticos, o glicerol tem sido relatado como um componente principal da suberina em algumas espécies. Propõe-se que a função do glicerol seja interligar monômeros alifáticos, e possivelmente também ligar monômeros polialifáticos a poliaromáticos.

Del Rio & Hatcher (1998) empregaram a termoquemólise com TMAH na análise de biopoliesteres alifáticos (cutinas, cutículas e suberina) isolados de diferentes plantas. Os principais compostos produzidos corresponderam a derivados metílicos de ácidos graxos de cadeia longa, ácidos graxos hidroxilados e ácidos α, ω alcenodioicos. Foi observado a isomerização de alguns ácidos graxos, evento que aumenta a complexidade de interpretação da mistura dos produtos obtidos (Hardell & Nilvebrant, 1999).

Polissacarídeos como celulose, hemicelulose e pectinas são constituintes da parede celular das células vegetais. A celulose é composta de unidades de glicose unidas por ligações glicosídicas β-1,4 e as hemiceluloses referem-se a uma mistura de polímeros de hexoses, pentoses e ácidos urônicos. Já a pectina é um polímero do ácido galacturônico parcialmente esterificado com grupos metoxila. O amido é o polissacarídeo de reserva das plantas, e tal como a celulose, é constituída por unidades de glicose embora as ligações glicosídicas sejam do tipo α-1,4 e α-1,6.

Alguns autores têm reportado a ausência de picos derivados de carboidratos nos cromatogramas de íons totais de susbtâncias húmicas obtidos com TMAH, justificando este fato pela pouca sensitividade desta técnica para estes compostos (Clifford et al., 1995; Chefetz et al., 2000). Não obstante, Fabbri e Helleur (1999) reportaram que a termoquemólise com TMAH da celulose e amido produziu 1, 2, 4-trimetoxibenzeno enquanto Schwarzinger et al (2002) mostram que os parâmetros, como conteúdo de TMAH, temperatura e tempo de pirólise, devem ser otimizados a fim de

revelar derivados de carboidratos nos cromatogramas de íons totais. Spaccini e Piccolo, (2007) avaliaram o conteúdo de C orgânico nas amostras de composto orgânico antes e depois da pirólise e verificaram que quase 50% do C orgânico permanece no resíduo sólido. Segundo eles a configuração atual dos parâmetros da termoquemólise (T= 400 ^{0}C durante 30 minutos) é altamente seletiva para ligninas e compostos alquilícos e reduz a identificação simultânea das unidades de carboidratos a partir de celulose.

As proteínas são polipeptídeos formados pela união sucessiva e covalente de aminoácidos através de ligações peptídicas. Tem sido isolado mais de duzentos aminoácidos de todas as fontes naturais, dos quais somente vinte são constituintes naturais das proteínas. Os vinte aminoácidos constituintes das proteínas têm o grupamento amino (NH_2) no Cα, ou seja, a unidade monomérica das proteínas são os ácidos α-amino carboxílicos.

Chiavari e Galletti (1992) sugeriram que os pirolisados de aminoácidos são resultados de reações de condensação intramolecular, homólises, formação de ligação peptídica e perda de dióxido de carbono. Hendricker e Voorhees (1998) realizaram a pirólise com TMAH de aminoácidos, peptídeos e oligopeptídeos e amostraram que a metilação ocorre nos grupamentos com unidades de hidrogênio acidícos (grupamentos -OH e -NH_2). Os autores sugerem que nessas condições, oligopeptídeos e aminoácidos formam dipeptídeos cíclicos com perda de água. A seguinte equação amostra o mecanismo de desidratação que pode acontecer durante a pirólise de um dipeptídeo.

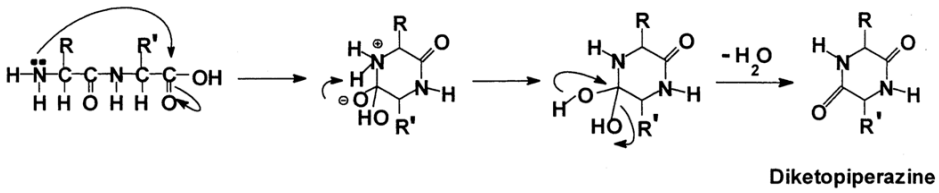


Figura 9. Mecanimos de desidratação do peptídeo durante a pirólise.

O primeiro passo envolve o ataque nucleofílico do grupamento amino terminal ao grupamento carbonila do seguinte resíduo. O intermediário formado perde água para formar dicetopiperazina. A seqüência de aminoácidos no dipeptídeo determina a funcionalidade dos grupamentos R.

Na termoquemólise com TMAH de material húmico não se encontram resíduos de unidades de proteínas, peptídeos ou aminoácidos. Nos pirolisados os compostos nitrogenados são encontrados em pequenas quantidades como compostos heterociclícos e geralmente são reportados como miscelâneas (Peuravuori e Pihlaja, 2007). As principais estruturas heterociclícas nitrogenadas apresentadas na termoquimólise de materiais húmicos reportadas na literatura são derivadas de pirrol, indol, imidazol e pirimidina (Figura 10).

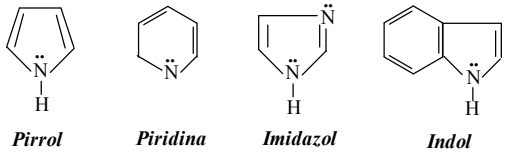


Figura 10. Compostos heterociclícos de nitrogênio.

Numerosos trabalhos têm empregado esta técnica para melhorar o entendimento do processo de humificação, no solo ou na compostagem, perseguindo a biotransformação de entidades aromáticas a partir de derivados da lignina (Del Río et al., 1994; Chefetz et al., 2000; Spaccini e Piccolo, 2007; Spaccini et al., 2009), assim como também na caracterização do material húmico isolado de compostos com diferentes graus de maduração (Mikki et al., 1999; Amir et al, 2006; Spaccini e Piccolo, 2009).

Hatcher & Clifford, 1994 e Del Río et al. (1994) mostraram que a termoquimólise com TMAH de AH isolados do solo produz ésteres metílicos de ácidos metóxi, dimetóxi e trimetóxi benzeno carboxílicos e ésteres metílicos de ácidos graxos. Del Río et al. (1994) sugeriram a formação de unidades de ácido benzeno carboxílico durante o processo de coalificação. Mikki et al. (1999) observaram, com aumento do tempo de maduração no curso do compostagem, aumento na quantidade relativa de alquilbenzenos e diminuição na de alquilfénois. Vecken et al. (1999) observaram que durante a compostagem aumenta, principalmente, a quantidade de compostos do tipo metoxifénois com respeito aos outros compostos aromáticos sugerindo o aumento na solubilidade da lignina. Os autores também reportam a contribuição significativa dos ácidos graxos C16, C18:1 e C18 dos AH de composto de resíduos biológicos.

Amir et al (2006) seguem mudanças estruturais nos AH nos diferentes estádios de compostagem pela comparação da abundância relativa dos pirolisados obtidos em cada um desses estádios. A abundância relativa (Pi), de cada um dos produtos da pirólise, pode ser calculada através da razão entre a área do pico correspondente e a somatória das áreas de todos os picos considerados no pirograma (Ayuso et al., 1996):

$$P_i = a_i \div Sa_i \qquad \text{(Equação 1)}$$

onde, a_i é a área de cada pico no cromatograma.

Estes autores empregam também o índice de similitude (S_{ij}) para comparar os pirogramas de AH extraídos do lodo de esgoto em cada uma das etapas sucessivas de compostagem. O índice é calculado pela seguinte expressão:

$$S_{ij} = [\ \sum\ (\ P^k_i \div P^k_j\ )\ ] \div n \qquad P^k_i < P^k_j \qquad \text{(Equação 2)}$$

onde: P^k é a bundância relativa de cada uma das unidades liberadas nos pirogramas i e j; e n é o número de picos

O índice de similitude (Sij) compara dois pirogramas e fornece o grau de semelhança entre suas composições estruturais químicas (Ceccanti et al., 1986; Ayuso et al., 1996).

Dentro dos produtos mais abundantes liberados na termoquimiólise de material húmico (solo, composto ou vermicomposto e/ou AH isolados destas fontes) são encontrados os compostos aromáticos derivados de ligninas e compostos alquílicos derivados principalmente de lípideos: ácidos graxos, ω-hidroxi ácidos, hidroxiácidos de cadeia média, ácidos alcanodióicos, n-alcanos, diterpenóides e triterpenóides.

Os produtos clássicos liberados na termoquemólise de material húmico derivados de ligninas são geralmente os produtos oxidados das moléculas de di e tri metoxifenilpropano (Figura 11A) tais como: benzaldeído (P4, G4, S4); acetofenona (P5, G5, S5) e ácido benzóico (P6, G6, S6). Também são freqüentes os isômeros cis/trans de 1-(3,4-dimetoxifenila)-2-metoxietileno (G7, G8) e 1-(3,4,5-trimetoxifenila)-2-metoxietileno (S7, S8) apresentados na Figura 13 B, os enantiômeros de 1-(3,4-dimetoxifenila)-1,2,3-trimetoxipropano (G14, G15) e 1-(3,4,5-trimetoxifenila)-1,2,3 trimetoxipropano (S14, S15). O derivado P mais habitual e abundante é o 3-(4-metoxifenila) ácido 2-propenóico, que segundo Spaccini et al. (2009) pode resultar também da oxidação das unidades aromáticas de biopolímeros de suberina nos tecidos de plantas lenhosas.

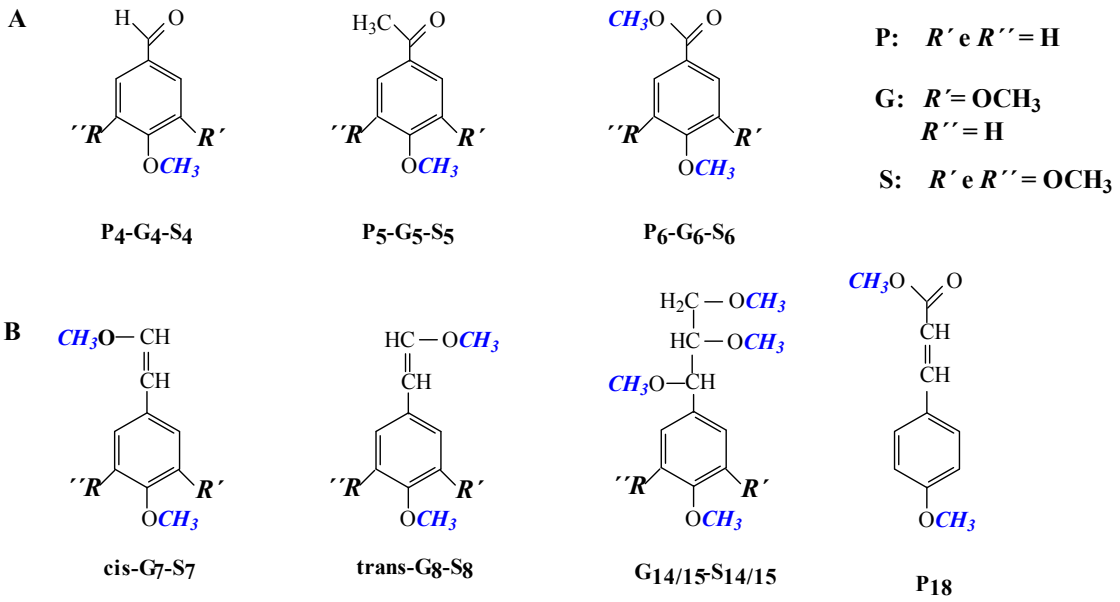


Figura 11. Produtos clássicos derivados de ligninas liberados na termoquemólise de material húmico, os grupamentos metila (em azul) derivam do TMAH.

FONTE: Adaptado de Spaccini et al. (2009)

Enquanto as formas acídicas e aldeídicas de G e S são o resultado da oxidação progressiva da lignina, os homólogos correspondentes com uma cadeia lateral metoxilada são indicativos de componentes de lignina não modificada, os quais mantêm a ligação intermolecular propiléter (Spaccini et al., 2009). A extensão da degradação da lignina pode ser estimada através de índices estruturais baseados nas quantidades relativas de produtos específicos derivados de G e S liberados na termoquimiólise (Hatcher et al., 1995). Chefetz et al. (2000) mostram que a razão dos compostos siringila/guaiacila (S/G) diminui sugerindo uma degradação preferencial das unidades S pelos microrganismos. Outros autores (Chefetz et al., 2002; Amir et al., 2006), não encontram mudanças significativas com este índice e utilizam outro índice para acessar ao estádio de degradação das ligninas: a razão ácido/aldeído (Ad/Al). Segundo Chefetz et al. (2002) um decrescimento no conteúdo de compostos de lignina e um aumento da razão Ad/Al decorrem do processo de humificação no solo. O índice Ad/Al é a razão da área do pico da estrutura acídica sobre a estrutura aldeídica correspondente, por exemplo: G6/G4 e S6/S4. Outro índice usado é Γ que corresponde à razão da área do pico da estrutura acídica sobre a soma das áreas dos picos dos isômeros treo/eritro (ΓG = G6 ÷ [G14 + G15] e ΓS=S6/[S14+S15], respectivamente. Ambos os índices são considerados como bons indicadores da transformação bioxidativa da lignina (Vane et al 2001b). A caracterização molecular durante diferentes estádios da compostagem foi

realizada por Spaccini e Piccolo (2007) que aplicaram estes índices (Tabela 3) sugerindo, a partir dos dados da literatura (Vane et al., 2001b, Vane et al, 2003) para tecidos frescos e decompostos da madeira, uma decomposição avançada da lignina durante o primeiro período de compostagem. Neste trabalho o parâmetro ΓS não foi estimado pela coelução cromatográfica de S15 com o pico intenso do hexadecanoato de metila. O conteúdo invariável de S e G e a presença de moléculas menos modificadas (G14/15 e S14/15) no composto final confirmam a estabilidade da lignina durante a compostagem. Spaccini et al (2009) também empregaram estes índices no seguimento de alterações moleculares da matéria orgânica de solos cultivados durante um ano com e sem adubação. Os autores sugeriram uma efetiva incorporação de moléculas de ligninas, sem degradar ou parcialmente modificada, na MOS a partir da diminuição observada nos índices estruturais do solo adubado.

Tabela 3.
Índices estruturais durante os estádios de compostagem (60, 90 e 150 dias)

Índices	60	90	150
Ad/Al G	3,8	4,1	4,3
Ad/Al S	5,0	4,9	5,1
Γ_G	2,9	2,8	3,0

FONTE: Adaptado de Spaccini e Piccolo (2007)

Os principais e mais abundantes compostos alquílicos liberados na termoquemólise correspondem aos ésteres metílicos de ácidos graxos (FAMEs) lineares ou ramificados, saturados ou não. Durante o processo de humificação o conteúdo destes compostos diminui embora persista uma vez estabilizado. A preservação seletiva destas moléculas hidrofóbicas tem sido reconhecida entre os fatores principais que permitem a acumulação de compostos orgânicos recalcitrante no solo (Almendros & Sanz, 1991; Grasset e Amblés, 1998).

A natureza do ácido graxo permite conhecer a contribuição e origens deles na matéria orgânica. Desta forma, ácidos graxos de cadeias longas e de número par de átomos de C são a contribuição de biopoliésteres alifáticos e plantas superiores, respectivamente (Naafs et al., 2004). Autores como Amblés et al. (1994) e Naafs et al. (2004) sugerem que a presença marcada de FAME de número par sobre número impar de átomos de C indica a contribuição das plantas superiores nos compostos. No material humificado originado de composto é habitual a liberação de

derivados dos ácidos palmíticos (C16), esteárico (C18) e oléico (C18:1), os quais são oriundos de organismos vivos ou deteriorados e de hidroxiácidos provenientes de cutina e/ou suberina e também de microrganismos. A participação direta da atividade microbiológica na incorporação de produtos ao material humificado é revelada pela detecção de FAMEs de cadeia ramificada, destacando se os ácidos iso-C15 e anteiso-C17. Outros compostos alquílicos que permanecem na matéria orgânica humificada e utilizados, às vezes, como biomarcadores do processo de humificação são os terpenos e esteróis.

Spaccini e Piccolo (2007) na caracterização de alterações moleculares de um composto a estádios crescentes de maduração (60, 90 e 150 dias) não encontraram mudanças significativas na quantidade e composição de diterpenos triciclícos e triterpenos tetra e pentaciclícos. Nos pirolisados foram encontrados principalmente ácidos diterpénicos abiético, pimárico e isoprimárico e seus produtos diagenéticos, tais como, derivados dos ácidos dehidroabiético e dehidroabietano e ácido labdano. Além disso, foram encontrados triterpenos tetracíclicos representados pelos éteres e ésteres de derivados metil/etil colesten-3-ol e triterpenos pentacíclicos com estruturas ursano, lupeano e oleanano. No seguimento das alterações moleculares da matéria orgânica de solos cultivados durante um ano com e sem adubação através da pirólise "*off-line*" com TMAH Spaccini et al (2009) encontraram variações qualitativas e quantitativas significativas entre o solo adubado e o solo controle. Somente na matéria orgânica do solo adubado, eles encontraram pequenas, mas significativas quantidades de derivados di e triterpenóides cíclicos, sugerindo que a termoquemólise de amostras do solo pode ser útil na avaliação de mudanças na matéria orgânica Derivados di e triterpenos são considerados como indicadores da entrada de plantas coníferas e angiospermas em ambientes marinhos e terrestres, portanto começam ser biomarcadores para traçar as fontes biológicas na matéria orgânica natural (Otto & Simoneit, 2002; Naafs et al., 2004).

Spaccini e Piccolo (2009) fizeram a caracterização dos ácidos húmicos isolados de composto de estádios crescentes de maturação (AH-60, AH-90 e AH-150 dias). Uma quantidade significativa de diterpenos tricíclicos e triterpenos tetra e pentaciclícos foram identificados entre os produtos da termoquemólise do AH-60. Nenhuma mudança quantitativa ou qualitativa foi encontrada na distribuição de lipídeos diterpenóides e triterpenóides liberados na termoquimiólise do AH-90 e AH-150. Derivados de esteróis e triterpenóis tem elevada labilidade bioquímica e quando expostos à atividade microbiana são rapidamente degradados. A sua persistência no composto mais maduro sugere a incorporação estável dentro dos domínios hidrofóbicos protetores formados durante o processo de compostagem (Spaccini e Piccolo, 2009). Peuravuori e Pihlaja (2007) aplicam a termoquemólise com dois reagentes alquilantes, TMAH e TMAAc, no estudo das semelhanças e diferenças estruturais da matéria orgânica dissolvida e oito frações obtidas por HPSEC (cromatografia líquida de alta eficiência por exclusão de tamanho). Os autores por meio da análise

multivariada dos componentes principais (PCA) verificaram que todas as subfrações húmicas contém unidades estruturais similar sendo a quantidade relativa delas o fator de discriminação mais efetivo. Além de confirmar que as degradações pirolíticas dos materiais húmicos tratados com ambos agentes derivatizantes são governadas, praticamente, pelo mesmo mecanismo.

As alterações na matéria orgânica durante o processo da vermicompostagem de dois resíduos (esterco de curral e torta de filtro) foi monitorada por Martinez-Balmori et al. (2013). Os autores verificaram a presença de derivados de ligninas especialmente os derivados do ácido fenikpropanóico, ácidos graxos de cadeia curta (identificados como ésteres metílicos) e alcanos, alcenos, terpenos e esteróides em menor quantidade (Figura 12). Foi identificado a presença de alcoóis de cadeia longa no vermicomposto de torta de filtro durante todo o processo, resultando em matéria orgânica de caráter mais hidrofóbico no final da vermicompostagem em relação ao vermicomposto de esterco de curral. No final da vermicompostagem de ambos resíduos foi inoculado um microrganismo promotor do crescimento vegetal e após um ano de armazenamento o vermicomposto da torta de filtro apresentou maior número de células viáveis desse microrganismo. O resultado foi atribuído a proteção de caráter hidrofóbico da matéria orgânica (Spaccini et al. 2000).

Uma série de trabalhos recentes apresentam dados da caracterização da matéria orgânica por pirólise em diferentes ambientes no Brasil (Buurman et al., 2013 e 2012; Buurman & Roscoe, 2011; Perobelli Ferreira et al., 2009 Ferreira et al., 2013). Um importante banco de dados sobre a natureza química da matéria orgânica de solos tropicais pode ser gerado com a aplicação da técnica.

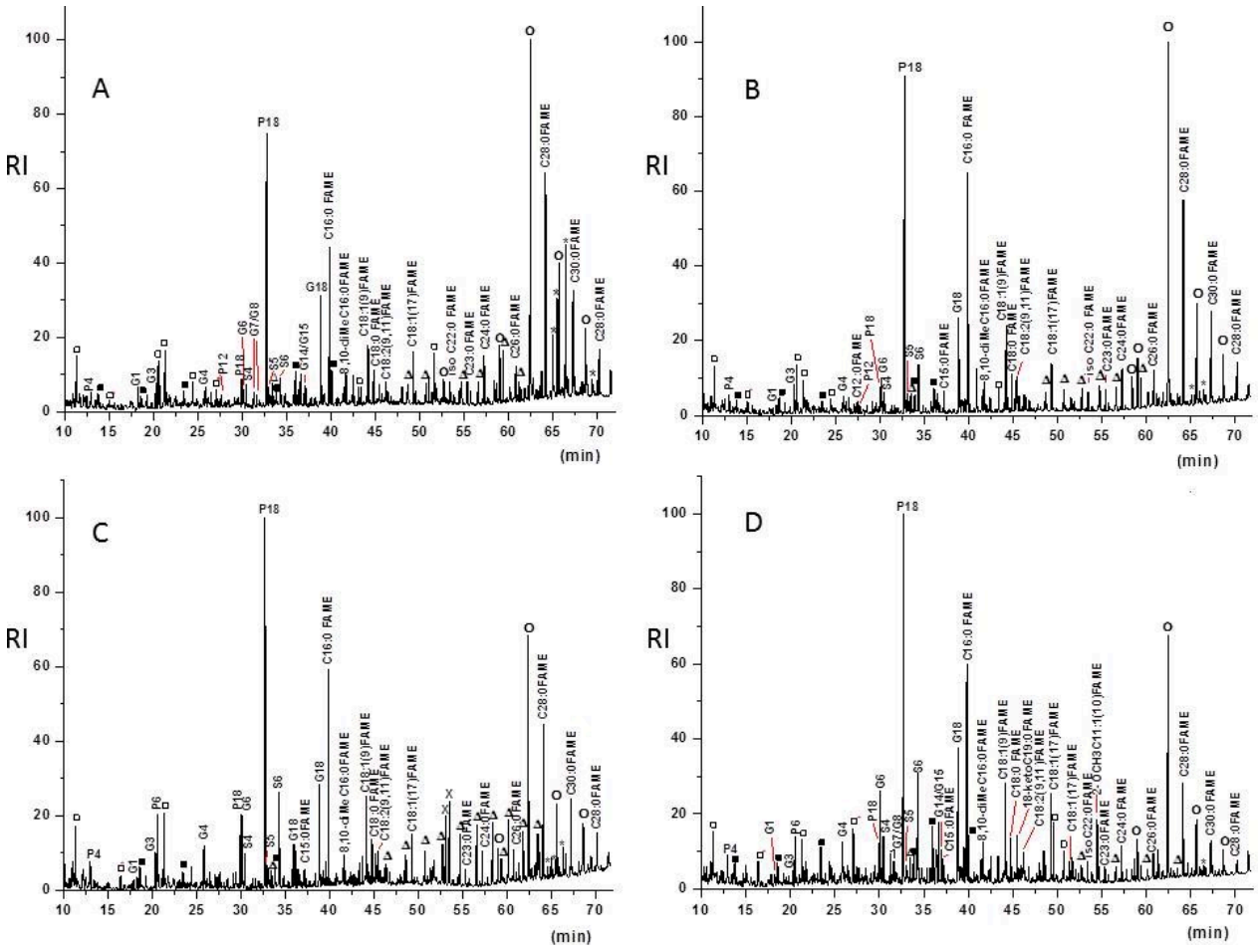


Figura 12. Cromatogramas de íons totais de vermicomposto da torta de filtro da indústria da cana aos 0 (A), 30 (B), 60 (C) e 90 (D) dias de maturação.

LITERATURA RECOMENDADA

Almendros G & Sanz J. Structural study on the soil humin fraction – boron trifluoride-methanol transesterification of soil humin preparations. Soil Biology and Biochemistry 23:1147-1154, 1991.

Amblés A, Jambu P, Parlant E, Joffre J, Riffe C. Incorporation of natural monoacids from plant residues into a hydromorphic forest podzol. European Journal Soil Science 45: 175-182, 1994.

Amir S, Hafidi M, Lemee L, Merlina G, Guiresse M, Pinelli E, Revel JC, Bailly JR, Ambles A Structural characterization of humic acids, extracted from sewage sludge during composting, by thermochemolysis–gas chromatography–mass spectrometry. Process Biochemistry 41: 410–422, 2006

Ayuso M, Hernandez T, Garcia C, Pascual JA. Biochemical and chemical structural characterization of different organic materials used as manures. Bioresource Technology 57: 201–207, 1996.

Brondz I. Development of Fatty Acid Analysis by High-Performance Liquid Chromatography, Gas Chromatography, and Related Techniques – Review. Analytica Chimica Acta 465: 1-37, 2002.

Bull ID, Nott CJ, van Bergen PF, Poulton PR, Evershed RP. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted classical experimentssV. The fate of lipids in different long-term experiments. Organic Geochemistry,31: 389-408, 2000.

Buurman P, Vidal-Torrado P, Millani Lopes J. The podzol hydrosequence of Itaguare (São Paulo, Brazil).2. Soil organic matter chemistry by Pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry. Soil Science Society America Journal 77:1307-1318, 2013.

Buurman P, Vidal-Torrado, P, Martin-Neto L. Pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry characterization of humic acids in coastal spodosols from Southeast Brazil. Soil Science Society America Journal 76:961-971, 2012.

Buurman P & Roscoe R. Different chemical compostion of free light, ocluded light and extractable SOM fractions in soils of Cerrado and tilled and untilled fields, Minas Gerais, Brazil A Pyrolysis GC/MS study. European jornal of Soil Science 62:253-266, 2011.

Canellas LP, Santos AG, Guridi F, Rumjanek V, Bastos R. Compostos heterocíclicos nitrogenados em ácidos húmicos extraído de composto de resíduo sólido urbano. Floresta e Ambiente 6 :1–7, 1999.

Canellas LP, Moraes AA, Rumjanek VM, García MR, Guridi F, Santos, G de A, Braz-Filho, R. Structural features of humic acids isolated from soils amended with urban organic residues: elemental composition, 13C NMR and Py-GC/MS analysis. Revista Brasileira de Ciência do Solo 26:333-341, 2002.

Canellas LP & Santos G de A. Humosfera: Tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes-RJ. (2005).

Canellas LP, Santos GA, Rumjanek VM, Braz-Filho R, Guridi F. Structural features of humic acids from soils amended with urban organic residues: an elemental composition, NMR 13C and Py-GC/MS study. Revista Brasileira de Ciência do Solo 26: 333-341, 2002.

Canellas LP, Santos GA, Moraes AA, Rumjanek VM. Avaliação de características de ácidos húmicos de resíduos sólidos urbanos II. métodos termodegradativos (pirólise acoplada à cromatografia gasosa - espectrometria de massas). Revista Brasileira de Ciência do Solo 24: 751-757, 2000.

Canellas LP, Olivares FL, Rumjanek VM, Santos GA. Métodos Complementares. In: Fundamentos da Matéria orgânica do Solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais, 2008, p. 277-289.

Challinor JM. Review: the development and application of thermally assisted hydrolysis and methylation reactions. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 61: 3-34, 2001.

Chefetz B, Chen Y, Clapp CE, Hatcher PG. Characterization of organic matter in soils by thermochemolysis using tetramethylammonium hydroxide (TMHA) Soil Science Society America Journal 64:583-589, 2000.

Clifford DJ, Carson DM, Mckinney DE, Bortiatynsky JM, Hatcher PG. Anew rapid technique for the characterization of lignin in vascular plant:thermochemolysis with tetramethylammonium hydroxide (TMAH), Organic Geochemistry 23:169–175, 1995.

Challinor JM. A pyrolysis-derivatisation-gas chromatography technique for the structural elucidationof some synthetic polymers. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 16:323-333, 1989.

Challinor JM. Structure determination of alkyd resins by simultaneous pyrolysis methylation. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 18:233-244, 1991.

Ceccanti B, Alcaniz-Baldellou JM, Gispert-Negrell M, Gassiot-Matas M. Characterization of organic matter from two different soils by pyrolysis–gas chromatography and isoelectric focusing. Soil Science 142:83–90, 1986.

Challinor JM. A pyrolysis/derivatization-gas chromatograph technique for the elucidation of some synthetic polymers. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 16:323-333, 1989.

Challinor JM. A rapid simple pyrolysis-derivatisation-gas chromatography-mass spectrometry method for profiling of fatty acids in trace quantities of lipids. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 37:185-197,1996.

Challinor JM. Review: the development and applications of thermally assisted hydrolysis and methylation reactions. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 61: 3–34, 2001.

Chefetz B, Chen Y, Clapp E, Hatcher PG. Characterization of organic matter in soils by thermochemolysis using tetramethylammonium hydroxide (TMAH). Soil Science Society America Journal 64: 583–589, 2000.

Chefetz B, Tarchitzky J, Deshmukh AP, Hatcher PG, Chen Y. Structural characterization of soil organic matter and humic acids in particle-size fractions of in agricultural soil. Soil Science Society America Journal, 66:129–141, 2002.

Clifford DJ, Carson DM, McKinney DE, Bortiatynski JM, Hatcher PG A new rapid technique for the characterization of lignin in vascular plants: thermochemolysis with tetramethylammonium hydroxide (TMAH). Organic Geochemistry 23:169–175, 1995.

Chiavari G & Galletti GC. Pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry of amino acids. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 24:123–137, 1992.

Cox RE, Yamamoto S, Otto A, Simoneit, BRT. Oxygenated di- and tricyclic diterpenoid of southern hemisphere conifers. Biochemical Systematics and Ecology, 35:342–362, 2007.

Bracewell JM, Haider K, Larter SR, Shulten H-R. Thermal degradation relevant to structural studies of humic substances. In Hayes MHB, MacCarthy P, Malcolm RL, Swift RS (Eds). Humic Substances II in search of structure. John Willy and Sons, 181-253, 1989.

De Leeuw JW e Baas WJ. The behaviour of esters in the presence of tetramethylammonium salts at elevated temperatures; flash pyrolysis or flash chemolysis? Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 26, 175–184, 1993.

Del Rio JC, Gonzalez-Vila FJ, Martin F, Verdejo T. Characterization of humic acids from low-rank coals by 13C NMR and pyrolysis–methylation. Formation of benzenecarboxylic acid moities during the coalification process. Organic Geochemistry 22:885–891, 1994.

Del Río JC & Hatcher PG. Analysis of aliphatic biopolymers using thermochemolysis with tetramethylammonium hydroxide (TMAH) and gas chromatography±mass spectrometry. Organic Geochemistry, 29:1441-1451, 1998.

Fabbri, D & Helleur R. Characterization of the tetramethylammonium hydroxide thermochemolysis products of carbohydrates. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 49: 277-293, 1999.

Faure P, Schlepp L, Mansuy-Huault, Elie M, Jardé E, Plletier M Aromatization of organic matter induzed by the presnce of clays during flash pyrolysis-gas chromatografhy-mass spectrometry (PyGC-MS) A major analytical artifact. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 75:1-10, 2006

Ferreira F, Vidal-Torrado P, Oter XL, Buurman P. Chemical and spectroscopic characteristics of humic acids. Journal of Soils and Sediments 13:253-264, 2013.

Filley TR, Minard, RD, Hatcher, PG. Tetramethylammonium hydroxide (TMAH) thermochemolysis: proposed mechanisms based upon the application of 13C-labeled TMAH to synthetic model lignin dimer. Organic Geochemistry 30:607–621, 1999.

Gonzalez-Vila FJ, Almendros G, Madrid F. Molecular alterations of organic fractions from urban waste in the course of composting and their further transformation in amended soil. Science Total Environment, 236:215–29, 1999.

Grasset L, Guignard C, Amblés A. Free and esterified aliphatic carboxylic acids in humin and humic acids from a peat sample as revealed by pyrolysis with tetramethylammonium hydroxide or tetramethylammonium acetate. Organic Geochemistry 33:181–188, 2002.

Grasset L & Amblès A. Structural study of soil humic acids and humin using a new preparative thermochemolysis technique. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 47:1–12, 1998.

Guignard C, Lemee L, Amblés A. Structural characterization of humic substances from an acidic peat using thermochemolysis techniques. Agronomie 20: 465–475, 2000.

Hardell HL, Nilvebrant NO. A rapid method to discriminate between free and esterified fatty acids by pyrolytic methylation using tetramethylammonium acetate and hydroxide. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 52:1–14, 1999.

Hempling R, Schulten H-R. Chemical characterization of the organic matter in forest soils by Curie Point pyrolysis-CG/MS and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. Organic Geochemistry 15:131-145, 1990.

Hatcher PG & Clifford DJ. Flash pyrolysis and in situ methylation of humic acids from soil. Organic Geochemistry 21:1081–1092, 1994.

Hatcher PG & Minard RD. Comment on the origin of benzenecarboxylic acids in pyrolysis methylation studies. Organic Geochemistry, 23:991–994, 1995.

Hatcher PG, Nanny MA, Minard RD, Dible, SD, Carson DM. Comparison of two thermochemolytic methods for the analysis of lignin in decomposing gimnosperm wood: the CuO oxydation method and the method of thermochemolysis with tetramethylammonium hydroxide (TMAH). Organic Geochemistry 23:881–888, 1995.

Hendricker AD, Voorhees KJ. Amino acid and oligopeptides analysis using curie-point pyrolysis mass spectrometry with in situ thermal hydrolysis and methylation: mechanistic considerations. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 48:17–33, 1998.

Joll CA, Huynh T, Heitz A. Off-line tetramethylammonium hydroxide thermochemolysis of model compound aliphatic and aromatic carboxylic acids: Decarboxylation of some ortho- and/or parasubstituted aromatic carboxylic acids. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 70:151-167, 2003.

Joll CA, Couton D, Kagi RI. Comparison of reagents for off-line thermochemolysis of natural organic matter. Organic Geochemistry 35:47–59, 2004.

Lores M, Gómez-Brandón, Pérez-Díaz D, Domínguez, J. Using FAME profiles for the characterization of animal wastes and vermicomposts Soil Biology and Biochemistry 38 2993–2996, 2006.

Martín F, González-Vila FJ, del Río JC, Verdejo T. Pyrolysis derivatization of humic sub-stances, 1. Pyrolysis of fulvic acids in the presence of tetramethylammonium hydroxide. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 28:71-80, 1994.

McKinney DE, Carson DM, Clifford DJ, Minard RD, Hatcher PG. Off-line thermochemolysis versus flash pyrolysis for the in situ methylation of lignin: is pyrolysis necessary? Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 34:41-46, 1995.

Miikki V, Hänninen K, Knuutinen J, Hyötyläinen J. Pyrolysis of humic acids from digested and composted sewage sludge. Chemosphere 38:247–253, 1999.

Naafs DFW, van Bergen PF, de Jong MA, Oonincx A, de Leeuw JW. Total lipid extracts from characteristic soil horizons in a podzol profile. European Journal of Soil Science 55: 657–669, 2004.

Nierop KGJ, Naafs DFW, Verstraten JM. Occurrence and distribution of ester-bound lipids in Dutch coastal dune soils along a pH gradient. Organic Geochemistry 34: 719-729, 2003.

Otto A & Simoneit BRT. Chemosystematics and diagenesis of terpenoids in fossil conifer species and sediment from the Eocene Zeitz formation, Saxony, Germany. Geochimica and Cosmochimica Acta 65:3505–3527, 2001.

Pastorova I, van der Berg KJ, Boon JJ, Verhoeven JW. Analysis of oxidized diterpenoid acids using thermally assisted methylation with TMAH. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 43: 51–57, 1997.

Perobelli Ferreira F, Buurman P, Macias F, Otero XL, Boluda R. Pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry of soil organic matter extracted from a brazilian mangrove and Spanish salt marshes. Soil Science Society America Journal 73:841-851, 2009.

Peuravuori J & Pihlaja K. Advanced TMAH and TMAAc thermochemolysis–pyrolysis techniques for molecular characterization of size-separated fractions from aquatic dissolved organic matter. Analytical Bioanalytical Chemistry, 389:475–491, 2007.

Réveillé V, Mancuy L, Jardé E, Garnier-Sillan E. Characterization of sewage sludge derived organic matter: lipids and humic acids. Organic Geochemistry, 34:615–627, 2003.

Sainz-Jimenez C. Application of pyrolysis-Gas chromatography/mass spectrometry to soil chemistry. p.65-84. 15th world Congresso of Soil Science Acapulco, Mexico, July 10-16, 1994. Volume 3a: Commission II: Symposia.

Spaccini R, Piccolo A, Haberhauer G, Gerzabek MH. Transformation of organicmatter from maize residues into labile and humic fractions of three European soils as revealed by 13C distribution and CPMAS-NMR spectra. European Journal of Soil Science 51: 583–594, 2000.

Schwarzinger C, Tanczos I, Schmidt H. Levoglucosan, cellobiose and their acetates as model compounds for the thermally assisted hydrolysis and methylation of cellulose and cellulose acetate. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 62: 179–196, 2002.

Silvério F, Barbosa LC, Pilo-Veloso D. A pirólise como técnica analítica. Química Nova, Vol. 31:1543-1552, 2008.

Spaccini R & Piccolo A. Molecular characterization of compost at increasing stages of maturity. 2. Thermochemolysis-GC-MS and 13C-CPMAS-NMR spectroscopy. Journal of Agricultural and Food Chemistry 55:2303–2311, 2007.

Spaccini R, Song XS, Cozzolino V, Piccolo A. Molecular evaluation of soil organic matter characteristics in three agricultural soils by improved off-line thermochemolysis: The effect of hydrofluoric acid demineralisation treatment. Analytica Chemica Acta 802:46-55, 2013.

Spaccini R, Sannino D, Piccolo A, Fagnano M. Molecular changes in organic matter of a compost-amended soil. European Journal of Soil Science, 60: 287-296, 2009.

Suzuki K, Goodfellow M, O'Donnell AG. Cell envelopes and classification. In Handbook of new bacterial systematics, Goodfellow M & O'Donnell AG (Eds). Academic Press, London:195-250, 1993.

Vane CH, Drage TC, Snape CL. Biodegradation of oak (*Quercus alba*) wood during growth of the shiitake mushroom (*Lentinula edodes*): a molecular approach. Journal Agriculture Food Chemistry 51:947-956, 2003.

Vane CH, Martin SC, Snape CE, Abbott GD. Degradation of lignin in wheat straw during growth of the oyster mushroom (Pleurotus ostreatus) using off-line thermochemolysis with tetramethylammonium hydroxyde and solid state 13C NMR. Journal Agriculture Food Chemistry, 49: 2709-2716, 2001.

Volkman JK, Johns RB, Gillan FT, Perry GJ, Bavor Jr HI. Microbial Lipids of na Intertidal Sediment – I. Fatty Acids and Hydrocarbons. Geochimica et Cosmochimica Acta 44:1133-1143, 1980.



UNIDADE

2

Usos e Manejos Agrícolas



CAPÍTULO 12

Introdução às Práticas Agrícolas

Gabriel Maurício Peruca de Melo
Valéria Peruca de Melo
Liandra Maria Abaker Bertipaglia

1. INTRODUÇÃO

A produção de alimentos, vegetal e animal, é uma atividade fortemente relacionada ao ambiente, podendo afetá-lo de forma negativa, positiva ou cruzada, ou seja, um impacto positivo sobre o solo pode ser negativo sobre o manancial. Dentre os impactos negativos no solo, podem-se citar: degradação da matéria orgânica, processos erosivos, degradação química e biológica, redução da capacidade de retenção de água, contaminação por elementos-traço e substâncias orgânicas persistentes, salinização. Também são efeitos negativos a, contaminação de lençol freático, a modificação de ecossistemas com consequente redução da diversidade.

Até a década de noventa, os solos brasileiros agricultáveis sofreram perda progressiva da capacidade produtiva (degradação química, biológica, física e contaminação ambiental), fato este justificado pela forma como o homem entendia e tratava o sistema produtivo. Até aquele momento, achava-se que o solo teria capacidade de recuperação inabalável e tratava-se o sistema agropecuário como interação simples entre solo e planta. Hoje se sabe que a degradação de grande parte dos solos brasileiros ocorreu pelo desconhecimento e por adoção de práticas agrícolas, persistentes até hoje, que desfavoreceram ciclos biogeoquímicos, os quais são responsáveis por vários processos de síntese e degradação.

O sistema produtivo convencional foi instalado mediante crédito subsidiado e assistência técnica gratuita (empresas multinacionais, bancos e governamental), que perduram até os dias atuais. Na literatura, pode-se encontrar artigos criticando técnicas agrícolas como uso desnecessário de agrotóxicos, sementes transgênicas, movimentação excessiva no preparo do solo e aplicação inadequada de fertilizantes químicos.

No entanto, deve-se entender que existe a necessidade de aumentar a produção de alimentos e, que devido à globalização, há que haver competitividade. Estes dois fatores foram determinantes na modernização e perpetuação das técnicas ditas convencionais.

Muitas das técnicas já inseridas no sistema de cultivo convencional serão difíceis de serem excluídas como, por exemplo, a utilização de sementes transgênicas resistentes ao glifosato e lagartas, que reduziram em muito os custos de produção. Porém, também há que se pensar nos custos ambientais, a longo prazo, da adoção destas técnicas.

Atualmente, fala-se muito em sustentabilidade, porém, poucos conhecem a fundamentação por trás desta palavra. O termo sustentabilidade foi impulsionado na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo no ano de 1972, atenta à necessidade de critérios e princípios comuns que ofereçam aos povos do mundo inspiração e guia para preservar e melhorar o ambiente humano.

A predominância da agricultura convencional, caracterizada, sobretudo, pelo uso indiscriminado de agrotóxicos e pelo preparo excessivo do solo, tem levado a pesquisas acerca da saúde humana e dos impactos sobre o ambiente.

Neste contexto, discutir-se-á, ao longo do capítulo, os sistemas de produção sobre a ótica ambiental e como técnicas agrícolas podem ser agregadas ao sistema de cultivo convencional, visando minimizar os impactos ambientais.

2. SURGIMENTO DA AGRICULTURA CONVENCIONAL

Em meados dos anos 60, a necessidade de aumentar a produção de alimentos fez surgir a busca de técnicas de modernização da agricultura em alguns países da Ásia, particularmente na Índia, vindo a se instalar também no Brasil. Como outras revoluções, era feita em nome do desenvolvimento e do progresso, e reclamava mudanças políticas e socioeconômicas. Esta revolução, que recebeu o nome de Revolução Verde, exigia um empenho ativo dos governos para realizar reformas profundas nas economias nacionais de forma a concretizar o objetivo ímpar: aumentar a produção de alimentos para erradicar o espectro da fome e da miséria nos países mais pobres e populosos (HENRIQUES, 2009).

A implantação da agricultura convencional ou a modernização da agricultura foi introduzida no país na época da ditadura militar, nos anos 60 e 70, com as mesmas características do restante do mundo, uma vez que o modelo sustenta a premissa de que a agricultura pode ser industrializada. Um dos impactos marcantes dessa modernização do setor está na incidência de monoculturas com plantas híbridas, além de ser fortemente apoiada em energias não renováveis (agrotóxicos e adubos químicos, p.ex.), na intensa mecanização e na alteração genética dos alimentos, o que é bastante questionado em debates sobre segurança alimentar (OCTAVIANO, 2010).

No Brasil, a política do governo militar incentiva a ocupação da Amazônia através da execução de grandiosos projetos agropecuários de grande impacto ambiental, ao tempo em que abria o país a indústrias poluidoras, por força da pressão do Primeiro Mundo. Segundo Nunes (2007), pode-se considerar quatro fases na trajetória das políticas agrícolas brasileiras após o início da Revolução Verde:

(1) Modernização conservadora, na qual a agricultura se modernizou, mas não alterou sua estrutura fundiária (1965–1985);

(2) Desmonte das políticas agrícolas e liberalização dos mercados (1985–1995);

(3) Retomada da política de crédito, com juros controlados, mas com recursos privados, com desenvolvimento de mecanismos privados de escoamento e estoques da produção (1995-2002);

(4) Fortalecimento da política de crédito e pequena retomada de outros mecanismos, principalmente dos direcionados à agricultura familiar (seguro agrícola, seguro de preços, compras institucionais, assistência técnica etc.), com forte apoio das cooperativas (2003 até agora, 2014).

Um impacto social direto do processo de modernização no campo foi a alteração da estrutura agrária. Pequenos produtores, que não conseguiram se adaptar às novas técnicas de produção, não atingiram produtividade suficiente para se manterem na atividade. Consequentemente, muitos se endividaram devido a empréstimos bancários para mecanização das atividades agrícolas, tendo como única forma de pagamento da dívida a venda da propriedade. Vários problemas sociais não foram solucionados, como a fome mundial, além da expulsão do pequeno produtor de sua propriedade. A “Revolução Verde” proporcionou, através destes ‘pacotes inovadores’, a degradação ambiental e cultural dos agricultores tradicionais (RAITZ, 2009).

Dados publicados no Anuário PNUMA (2012) confirmam que a Revolução Verde é insustentável em longo prazo. Nos últimos 25 anos, houve redução de produtividade em 24% por causa do uso incorreto do solo. Erosão e compactação, poluição, redução dos recursos hídricos (a agricultura é responsável por 70% do consumo de água), perda de matéria orgânica, inundação e salinizações, exploração excessiva dos recursos pesqueiros e poluição dos mares têm contribuído para a desaceleração da taxa de crescimento da produção de alimentos.

A erosão dos solos também tem afetado a mudança climática, já que enormes quantidades de carbono armazenadas no solo na forma de matéria orgânica podem ser liberadas na atmosfera, agravando o aquecimento global (PNUMA, 2012). Este relatório faz referência a inovações tecnológicas, utilizadas no Brasil, com efeitos significativos sobre os estoques de carbono do solo, citando as técnicas de plantio direto nas culturas de soja e milho, e sistemas de rotação de culturas, resultando em uma taxa anual de sequestro de 0,41 Mg ha^{-1} de carbono orgânico do solo.

3. IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA CONVENCIONAL

3.1. Contaminação ambiental por elementos-traço

Os elementos-traço são aqueles que ocorrem no ambiente e na composição dos seres vivos em concentrações muito pequenas (< 0,1%), caso do Cu, Fe, Mn, Zn, B, Mo, As, Hg, Se, Cd, Pb, dentre muitos outros. Dentre eles, alguns são nutrientes das plantas, dos animais e dos micro-organismos. Alguns autores atribuem aos elementos-traço a denominação de metais pesados, por possuírem densidade igual ou superior a 5 g cm^{-3} e número atômico igual ou superior a 20 (MALAVOLTA, 1994). Porém, nem todos eles são metais, o que torna esta denominação incorreta.

No ano de 2011, na lista das substâncias mais tóxicas elaborada pela ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) e pela EPA (Environmental Protection Agency), considerando orgânicos e inorgânicos, entre as dez substâncias mais perigosas estão cinco elementos-traço, sendo as três primeiras posições ocupadas por arsênio, chumbo e mercúrio.

Fertilizantes e corretivos de acidez contêm na sua constituição quantidades consideráveis de elementos-traço (Tabelas 1 a 4), sendo que os teores dependem basicamente do material de origem, e a aplicação ao solo de maneira contínua pode levar à contaminação do mesmo. Esses elementos podem persistir no solo, por causa da sua baixa mobilidade, ou serem absorvidos pelas plantas e ingressarem na cadeia alimentar.

Os elementos-traço possuem grande afinidade por proteínas, quando adentram na cadeia alimentar, irão promover a inativação, geralmente de forma irreversível, de sistemas enzimáticos, vindo a alterar as funções biológicas normais dos organismos vivos (vegetais, animais, micro-organismos e seres humanos). Na Figura 1, podem-se observar os efeitos da inclusão do cádmio na dieta de codornas sobre a postura.

Tabela 1.
Elementos-traço em fertilizantes nitrogenados.

Fertilizante	B	Cu	Co	Mn	Mo	Ni
	mg kg^{-1}					
Nitrato de amônio	0-2	9	3	<5	0,1-6	34
Nitrato de cálcio	0-6	7-10	0-10	0,5	5-7	19-27
Sulfato de amônio	<100	<110	<100	-	0,05	6-32
Ureia	<800	<5	<80	<500	2	5-10

Tabela 2.
Elementos-traço em fertilizantes fosfatados.

Fertilizante	Mo	Ni	Zn	As	Cd	Cr	Pb
	mg kg^{-1}						
Diamônio	2-14	-	-	20-350	-	80	-
Rocha fosfática	0-65	0-100	4-1000	4-1000	1-100	7-500	0-10
Super simples	1-15	0-38	1-600	2-1490	1-170	0-200	0-90
Super triplo	3-30	-	0-140	0-1100	-	0-900	0-80

Tabela 3.
Elementos-traço em fertilizantes potássicos.

Fertilizante	Mo	Ni	Zn	As	Cd	Cr	Hg	Pb
	mg kg^{-1}							
Cloreto de potássio	0,1-0,2	<1	0-3	-	-	-	-	< 1
Nitrato de potássio	-	5	0,4-8	-	-	-	-	-
Sulfato de potássio	0,1-0,2	0-5	0-6	0-400	0,06-3	2-5	0-0,4	< 1

Tabela 4.
Elementos-traço em corretivos da acidez.

Corretivo	Ni	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr
	mg kg^{-1}					
Unaí / MG	16,4	3,2	23,3	12,5	4,8	0,4
Arcos / MG	8,0	2,4	27,3	78,1	2,6	0,3
Bocaiúva / MG	12,3	3,4	27,2	39,9	2,6	0,1
Formiga / MG	10,7	2,3	95,2	13,9	2,6	0,3



Figura 1. À esquerda, produção de ovos (10 dias) de codorna que recebeu ração contento cádmio (0,5 mg kg^{-1} de matéria seca). À direita, animal testemunha.

FOTO: Gabriel Maurício Peruca de Melo

Talvez a principal dúvida com relação ao uso de fertilizantes químicos seja a contaminação dos solos e, consequentemente, dos mananciais. Existe, na literatura, uma dualidade de resultados. Alguns autores dizem ser seguro, enquanto outros confirmam que o incremento de elementos-traço em solos tratados com fertilizantes químicos, principalmente os fosfatados, devido aos teores de cádmio, traz grandes riscos ambientais. Muitos fatores interferem nos resultados, sendo um deles a sensibilidade das técnicas utilizadas na quantificação destes elementos-traço. No entanto, se alguns experimentos já demostraram o incremento de determinados elementos-traço no solo, quando da utilização de fertilizantes e corretivos de acidez, é plausível o monitoramento.

Muitos agroquímicos contêm na molécula elementos como Cl, F, Na, B, Br, Sn, Mg, Al, Cu, K, I, Mn e Zn. Estes elementos fazem parte dos componentes ativos, sendo que o uso de sais de zinco, arsenatos de cobre e de chumbo e compostos metalo-orgânicos têm elevado os níveis de contaminação do solo com esses elementos (TILLER, 1989).

3.2. Contaminação por substâncias orgânicas persistentes

Com o objetivo de controlar pragas, doenças e plantas invasoras, têm sido sintetizadas substâncias de composição química muito variável, mas que, de modo geral, apresentam na sua constituição uma molécula orgânica com parte da mesma substituída por elementos como cloro, mercúrio e outros. É o caso, por exemplo, do 2,4D (2,4 diclorofenoxiacético), o primeiro herbicida não seletivo sintetizado, que é constituído por um núcleo aromático em que dois átomos de hidrogênio foram substituídos por dois átomos de cloro nas posições 2 e 4, e um átomo de hidrogênio na posição 1 foi substituído por um radical acetil (Figura 2A).

O DDT (diclorodifeniltricloroetano), primeiro pesticida moderno, é constituído por dois núcleos aromáticos ligados por tricloroetano e com um átomo de cloro substituindo o hidrogênio em cada núcleo aromático (Figura 2B). Foi sintetizado em 1874, mas seu potencial para o combate de insetos foi descoberto somente em 1939. Foi muito usado no combate da malária, mas na década de 70 seu uso foi proibido em muitos países por ser cancerígeno. No Brasil, apenas em 2009 sua fabricação foi proibida. No solo, estes compostos são atacados por micro-organismos, cujo produto do metabolismo pode ser uma substância ainda mais tóxica ou ser muito recalcitrante e permanecer no ambiente por muitos anos.

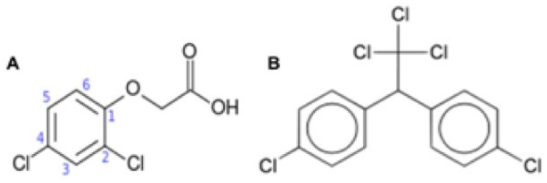


Figura 2. Moléculas de 2,4D (A) e DDT (B).

O núcleo aromático é de difícil degradação, sendo poucos os organismos que conseguem abrir a estrutura do anel e decompô-lo totalmente até gás carbônico e água. É o caso dos fungos brancos, que aparecem na madeira em decomposição.

Um grupo de agrotóxicos formam uma lista mundialmente conhecida como “os doze sujos” (dirty dozen) ou “a dúzia suja” pelos efeitos nocivos que provocam, e seu uso já era proibido em outros países desde 1985. Eram eles: 1) DDT; 2) Eldrin, Aldrin, Dieldrin; 3) Clordane e Lindane; 4) Heptacloro; 5) BHC; 6) Parathion; 7) Azodrin, Nuvacron; 8) Aldicarb (Temik); 9) Clordimeform: Gelecron, Fundal; 10) 2,4,3T (agente laranja), EDB, DBCP; 11) Paraquat; 12) Fungicidas à base de mercúrio.

Um fator que agrava o potencial tóxico dos poluentes orgânicos persistentes é a não solubilidade em água e a alta solubilidade em lipídeos, fato que faz com que ocorra bioacumulação através da cadeia trófica. Com isso, vários produtos de origem animal podem apresentar elevadas concentrações destas substâncias, caso do leite e seus derivados.

3.3. Contaminação por nitratos

Analisando-se o ciclo do nitrogênio (Capítulo 1), verifica-se que, através de várias vias, surge no ambiente do solo o íon nitrato que, por ter carga negativa, não é adsorvido pela maioria dos coloides do solo (os que apresentam carga negativa, predominantes em solos de regiões tropicais e subtropicais). Desta forma, o íon nitrato é facilmente lixiviado, podendo atingir o lençol freático, contaminando as águas subterrâneas, vias de entrada do íon na cadeia alimentar. Isto vem contribuindo para o aumento do teor de nitrato nas águas do Aquífero Guarani (Figura 3). Felizmente, os teores atingidos ainda estão abaixo de 10 mg L-1, valor máximo estabelecido pelo CONAMA (2005) para água doce classe I.

O nitrato pode ser absorvido pelas plantas, o que constitui uma nova via para entrada na cadeia alimentar humana. Para a assimilação do nitrato, é necessário a redução a amônia, e por isso as plantas desenvolveram um complexo enzimático para esta transformação. Nas condições ambientais favoráveis, a planta absorve nitrato em quantidades maiores que a sua capacidade de processamento, sendo este excesso armazenado nos vacúolos para posterior utilização (TAIZ e ZIEGER, 2009). Animais que se alimentaram de plantas que acumularam nitrato também estão expostos à contaminação pela transformação ruminal de nitrato a nitrito e podem apresentar uma série de

sintomas, entre eles: anorexia, dispneia, tremores, salivação, ranger dos dentes, contrações abdominais, andar cambaleante, mucosas cianóticas, prostração, escurecimento do sangue devido à baixa oxidação e morte (GONZALEZ e SILVA, 2006).

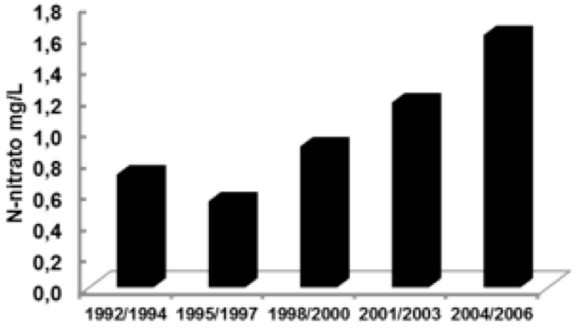


Figura 3. Evolução dos teores de nitrato nas águas do Aquífero Guarani.

O problema da entrada do nitrato na cadeia alimentar é que ele oxida a molécula de hemoglobina, tornando-a incapaz de transportar o oxigênio, o que causa a chamada Síndrome do Bebê Azul (metemoglobinemia) em crianças. Em adultos, em nível estomacal, é reduzido a nitrito, que se transforma em nitrosamina, substância cancerígena. Em doses adequadas, o nitrato é usado no tratamento da angina pectoris, insuficiência cardíaca aguda, insuficiência cardíaca crônica, melhora o desempenho dos mitocôndrias e o funcionamento do sistema imunológico.

3.4. Impactos sobre atributos físicos do solo

Quando comparado com solo não cultivado, os atributos físicos do solo cultivado são alterados, principalmente quando são empregados sistemas convencionais de cultivo (BERTOL et al., 2004).

O sistema de cultivo convencional pode apresentar algumas vantagens iniciais, como a melhoria do contato solo-semente, promovida pela pulverização do solo (FREITAS et al., 2010), fornecendo condições ideais de

germinação, emergência e estabelecimento das plântulas, redução da população inicial de plantas invasoras (ALVARENGA et al., 2011). Porém, quando são avaliados parâmetros físicos, químicos e biológicos de solos cultivados sob este sistema de manejo, surgem suas desvantagens.

A quantificação conjunta de atributos físicos, químicos e biológicos é uma importante ferramenta utilizada atualmente com a finalidade de estabelecer índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de manejo, comparando-os com resultados obtidos em áreas de vegetação nativa. Para Mota et al. (2013), um atributo, para ser considerado indicador da qualidade do solo, deve ser sensível, quando exposto às diferentes condições de manejo do solo. Em certos casos, enquanto os atributos químicos e biológicos mantêm-se bem preservados, os parâmetros físicos apresentam-se muito alterados (FREITAS et al., 2010). Para Araújo et al. (2007), os indicadores de natureza física refletem bem as diferenças de qualidade do solo, quando do uso de diferentes sistemas de manejo.

Sob cultivo convencional, a densidade do solo é aumentada como resultado do trânsito de máquinas e implementos utilizados no preparo da área. Este aumento é evidenciado, quando os valores obtidos em solos cultivados são comparados aos de uma mesma área sob vegetação nativa. Quando ocorre aumento da densidade, a porosidade total é inversamente afetada.

Araújo et al. (2007) relataram variação da densidade do solo e da porosidade total, principalmente na camada superficial (0-5 cm), em solos sob cultivo convencional (0,98 kg dm^{-3} e 0,60 m^3 m^{-3}, respectivamente) em comparação com solo sob vegetação nativa (Cerrado) do local de estudo (0,75 kg dm^{-3} e 0,67 m^3 m^{-3}, respectivamente).

A alteração da densidade e da porosidade está diretamente relacionada à compactação. No preparo do solo no cultivo convencional, a pressão exercida pelas rodas dos tratores e por máquinas agrícolas promovem a quebra de agregados, a compressão da matriz argilosa e a redução do volume total, comprometendo a porosidade do solo (ALVARENGA et al., 2011). Como consequência, a densidade do solo é aumentada, com decréscimo na macroporosidade.

Neste caso, o sistema radicular pode ser severamente afetado morfo e fisiologicamente, uma vez que fica limitado à exploração de reduzido volume de solo, restringindo o acesso aos nutrientes e à água, comprometendo seu desenvolvimento e resultando em perdas substanciais da produtividade.

Atualmente, a resistência à penetração é o atributo físico mais utilizado como indicativo da compactação do solo (BEUTLER e CENTURION, 2004). Araújo et al. (2007) observaram maior resistência à penetração até a

profundidade de 30 cm nas áreas sob sistema convencional de cultivo, enquanto as áreas de vegetação nativa (Cerrado) apresentaram valores muito baixos.

Beutler e Centurion (2004) avaliaram o desenvolvimento radicular e a produtividade da soja em solo compactado. Observaram aumento da densidade radicular e da massa de matéria seca das raízes na camada superficial (0-5 cm) e decréscimo nas camadas mais compactadas (5-10 e 10-15 cm), com consequente redução na produtividade de grãos da soja.

Um solo compactado apresenta diminuição na taxa de infiltração de água, facilitando o escoamento superficial e o carregamento de partículas do solo, caso este apresente baixa estabilidade dos agregados. Araújo et al. (2007) registraram alta taxa de infiltração de água em solo sob Cerrado nativo (204 cm h^{-1}), enquanto a área submetida ao cultivo convencional registrou valor bem inferior (2,1 cm h^{-1}).

3.5. Impactos sobre a matéria orgânica do solo (MOS)

A união de partículas do solo (areia, silte e argila) é realizada pela ação de hifas de fungos e substâncias orgânicas provenientes das raízes das plantas ou dos produtos da decomposição da MOS pelos microrganismos, formando torrões estáveis, que representam a agregação do solo, considerada um dos fatores de grande importância na questão de sequestro de C no solo (PEREIRA et al., 2013).

A MOS, cujo principal componente é o C, é um atributo químico que influencia de forma direta a formação e estabilização dos agregados do solo. Desta forma, ao serem empregados sistemas de cultivo que promovem a diminuição da MOS, o resultado será uma perturbação na estrutura do solo. Assim, quanto menos um sistema de manejo revolve o solo e quanto mais resíduos ele incorpora ao mesmo, menor o risco deste sofrer alterações na estrutura dos agregados (PALADINI e MIELNICZUK, 1991).

A MOS também afeta a disponibilização de nutrientes, a CTC, a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, a infiltração e retenção de água, a aeração e a atividade microbiana, refletindo na capacidade produtiva dos solos (BAYER e MIELNICZUK, 2008).

A transformação de áreas de vegetação natural em áreas de cultivo, com emprego de diversos sistemas de manejo, afeta o balanço entre entrada e saída de C no solo, ora com aporte de material, ora com perdas devido ao processo acelerado de decomposição da MOS, aumentando as taxas de emissão de CO_2 para a atmosfera. Para Rangel e Silva (2007), como o solo é capaz de armazenar grandes quantidades de C, ele pode ser considerado um dos condicionantes de processos poluentes do ar, já que os teores dos poluentes emitidos para a atmosfera são regulados pela variação do estoque de C no solo.

Na forma convencional de cultivo, os teores de MOS tendem a ser menores em função do reduzido aporte de restos vegetais, enquanto em solo com vegetação nativa o acréscimo de biomassa ao solo é maior. Soma-se a isso, o fato de que, no cultivo convencional, a decomposição da MOS é facilitada pelo revolvimento contínuo do solo. Araújo et al. (2007) observaram valores reduzidos de MOS em solo sob cultivo convencional (31,7 g kg^{-1}), comparados aos das áreas de Cerrado (45,2 g kg^{-1}).

O sistema de cultivo convencional aumenta o número de micro-agregados, expondo a MOS à oxidação pelos micro-organismos, resultando na sua perda. Como consequência, ocorre a desestabilização dos micro-agregados e a compactação, resultando maior risco de erosão devido à redução da capacidade de infiltração da água e queda na produtividade. Há uma estreita relação entre a MOS e a dinâmica dos agregados.

A influência do sistema de cultivo na MOS foi confirmada por Pinheiro et al. (2004), que relataram, na profundidade 0-5 cm, uma concentração de C 39% maior em solo sem cultivo (18,5 g kg^{-1}), comparado ao cultivado sob sistema convencional (11,4 g kg^{-1}).

Bertol et al. (2004) observaram que os valores de C orgânico na semeadura direta e no campo nativo foram 27% e 54% maiores, respectivamente, comparados ao preparo convencional na profundidade 0-10 cm. Essas diferenças foram ainda mais discrepantes ao avaliarem apenas a camada 0-2,5 cm, sendo 56% e 77%, respectivamente. Assim, enquanto o plantio direto tende a proteger a MOS, já que este não é revolvido e os resíduos vegetais tendem a se manter e acumular na superfície do solo, o plantio convencional promove sua depreciação, pois parte dos restos culturais pode ser removida da área e a outra incorporada ao solo, acelerando a decomposição. Estas diferenças tendem a diminuir com o aumento da profundidade, qualquer que seja o sistema de manejo adotado.

4. PRÁTICAS AGRÍCOLAS VISANDO REDUZIR OS IMPACTOS NEGATIVOS DA AGRICULTURA CONVENCIONAL

4.1. Agricultura orgânica

Uma das maneiras de diminuir os riscos na degradação do solo e do ambiente na agropecuária é a chamada agricultura orgânica, que é o sistema de produção sem uso de fertilizantes sintéticos, agrotóxicos, reguladores de crescimento ou aditivos sintéticos. O manejo, na agricultura orgânica, valoriza o uso eficiente dos recursos naturais não renováveis, bem como o aproveitamento dos recursos naturais renováveis e dos processos biológicos alinhados à biodiversidade, ao ambiente, ao desenvolvimento econômico e à qualidade de vida humana.

Em sua obra, “O Manejo Ecológico do Solo”, Primavesi (1980) enfatiza as vantagens do sistema orgânico de produção.

Contudo, de modo geral, os sistemas orgânicos ainda esbarram na baixa produtividade e na aparência dos produtos, obtendo êxito econômico em pequenas áreas, além do fato de o produto orgânico ter bastante procura no mercado, o que resulta em preço mais elevado. No mercado dos Estados Unidos, o mercado do milho orgânico foi superior ao do milho convencional em 35%, 73% e 44% nos anos de 1995, 1996 e 1997, respectivamente (VILELA, 2012). Em 2005, um produtor de cebola do Médio São Francisco vendeu para um supermercado em São Paulo cebola orgânica por R$ 35,00 a saca de 20 kg, sendo que, no mesmo período, pagou-se pela saca de cebola convencional R$ 8,00 (EMBRAPA, 2012).

Em determinadas culturas, a produtividade do produto orgânico pode ser superior ao do convencional. Em testes realizados por dois anos seguidos na região do Médio São Francisco com o manejo orgânico da cebola, obteve-se produção mais elevada que no cultivo convencional, ou seja, 38 Mg ha^{-1} de bulbos comerciais, sendo a média obtida com os métodos tradicionais de cultivo na região de 20 Mg ha^{-1} (EMBRAPA, 2012).

A agricultura orgânica vem crescendo na Europa. Na Suécia, a área sob cultivo orgânico situa-se na faixa 20-60%, dependendo do tipo de cultura. No Brasil, representa apenas 0,23% da área cultivada e as fazendas têm, em média, 63,80 ha.

No cultivo convencional, a adoção de algumas práticas permite a redução dos riscos de impactos negativos no solo, como é o caso da agricultura de precisão, manejo integrado de pragas e doenças, semeadura direta, cultivo mínimo, adubação verde, rotação de culturas e uso de plantas de cobertura.

4.2. Agricultura de precisão

A agricultura de precisão consiste em fazer varredura da área a ser cultivada, retirando-se amostras de solo que são georreferenciadas. Em função dos resultados obtidos na análise de fertilidade, e de acordo com as exigências nutricionais da cultura, é feito um planejamento de adubação para cada nível de fertilidade. Com isso, evita-se o uso do excesso de fertilizantes e outros insumos que, como já discutido, são agentes de poluição do solo.

Dependendo do tipo de solo e da forma como é manejado, seus atributos variam espacialmente (CAON, 2012). De acordo com Amaro Filho et al. (2007), todos os solos, mesmo aqueles pertencentes a uma mesma classe, e por mais homogêneos que possam parecer, são desuniformes quanto aos seus atributos, sejam eles físicos, químicos ou biológicos. Assim, a agricultura de precisão permite detectar essas diferenças e aplicar um manejo diferenciado, possibilitando a redução de custos e a preservação ambiental.

Dentre as ferramentas adotadas na agricultura de precisão, Cirani e Moraes (2010) citam o Sistema de Posicionamento Global (GPS), monitor de colheita e tecnologia de aplicação em taxa variada. O Sistema de Informações Geográficas (SIG), mapeamento da colheita, da fertilidade e da produção, sensoriamento remoto e amostragem sistemática do solo em malhas são outras ferramentas utilizadas.

Oliveira et al. (2008), ao utilizarem amostras georreferenciadas e geoestatística, encontraram zonas com déficit e com excesso de adubação e calagem em área cultivada com café, o que seria impossível de detectar, empregando-se o método aleatório de amostragem utilizada pela agricultura convencional. Desta forma, os autores afirmam que a aplicação de taxas variáveis de fertilizantes e corretivos como ferramenta da agricultura de precisão potencializa a produtividade e reduz o impacto ambiental causado pela atividade agrícola.

Na agricultura convencional, a área é considerada homogênea e a determinação da adubação é baseada na média dos pontos amostrados, resultando em áreas que ora receberão quantidades maiores, ora menores, de fertilizantes em relação à dose adequada. Barbieri et al. (2008), considerando os valores de cada ponto amostrado,

encontraram variações nas doses recomendadas para fósforo em uma área côncava (80 a 160 kg ha^{-1} de P_2O_5). Caso a área fosse considerada homogênea (agricultura convencional), a quantidade de fósforo aplicada na área seria de 120 kg ha^{-1} de P_2O_5. Ou seja, algumas áreas apresentariam um déficit de até 40 kg ha^{-1} de P_2O_5, enquanto outras receberiam até 40 kg ha^{-1} de P_2O_5 além do necessário.

Inicialmente, pode-se ter a falsa ideia de que a agricultura de precisão proporciona acréscimo das quantidades totais de insumos. Porém, segundo Caon (2012), essas quantidades superiores refletem, na verdade, a subestimação da dose recomendada, quando se utiliza a média como parâmetro. Desta maneira, conclui-se que a agricultura de precisão é mais eficiente, comparada à convencional.

4.3. Manejo integrado de pragas e doenças

O manejo integrado de pragas evita o uso indiscriminado de agrotóxicos, favorecendo ao máximo possível o desenvolvimento natural de insetos que são benéficos (chamados de inimigos naturais) para a planta cultivada, exercendo um controle natural.

Um fator importante no manejo integrado é o monitoramento e somente proceder a aplicação de inseticida, quando houver certo grau de infestação da praga. Do ponto de vista econômico, considera-se que um inseto só é praga, quando causa prejuízos superiores ao custo do controle. Para tanto, é necessário que se conheça o nível populacional da praga que é capaz de causar danos econômicos, para poder agir antes que estes venham a se concretizar (SALVADORI e PEREIRA, 2006).

No manejo integrado, devem ser favorecidos métodos alternativos como uso de ferormônios, biopesticidas, erradicação de hospedeiros alternativos, entre outros.

Outra ação que pode ser executada é o aumento da densidade populacional dos inimigos naturais, soltando no ambiente indivíduos que foram criados em laboratório.

O uso de plantas com a finalidade de atrair as pragas, matando-as ou não, também é uma prática que pode ser empregada com êxito. Segundo Corrêa-Ferreira e Panizzi (1999), na cultura da soja e controle dos percevejos são utilizadas outras leguminosas. No caso do percevejo verde pequeno (*P. guildinii*), as anileiras, leguminosas nativas

do gênero Indigofera, atraem o inseto, que permanece sobre as plantas no período de entressafras. Assim, pode-se eliminá-los, diminuindo a sua população antes que dispersem para a soja.

O uso de extratos de plantas no controle de pragas é uma alternativa bastante expressiva. Segundo Brechelt (2004), existem mais de 860 plantas com potencial inseticida, 150 que controlam nematoides, e muitas outras que ajudam no controle de ácaros, caso de Nim (*Azadirachta* indica *A. Juss*), que controla larvas de lepidópteros, coleópteros, himenópteros, dípteros, adultos de coleópteros, homópteros e heteróptеros pequenos. Segundo a pesquisadora, usam-se 30 g de sementes moídas ou 80 g de folhas moídas para 1 litro de água, esperando-se entre 5 e 8 horas e, após, filtra-se para aplicação.

No manejo das doenças, a profilaxia é um dos componentes mais importantes. Após a poda, raleio e colheita, os restos vegetais devem ser destruídos, triturados e retirados do pomar ou incorporados ao solo na entrelinha, após serem umedecidos com uma solução de ureia (1%) ou com suspensão de esterco. Para o controle de doenças, pode-se fazer uso de biocidas biológicos, como é o caso do fungo *Trichoderma stromaticum* no controle da vassoura de bruxa (CARVALHO, 2006), doença que praticamente extinguiu o cacaueiro na Bahia, ou de produtos menos tóxicos, como a calda bordalesa.

O manejo integrado das pragas e doenças reduz de modo significativo o uso de agrotóxicos, diminuindo o risco de contaminar o solo por elementos-traço e substâncias tóxicas persistentes.

4.4. Semeadura direta e cultivo mínimo

A semeadura direta é uma técnica conservacionista que consiste em revolver o solo o menos possível para a semeadura, consistindo apenas da sulcagem. Já o cultivo mínimo faz uso de um preparo simplificado do solo, incluindo, por exemplo, uma gradagem leve.

No ano agrícola 2011/2012, 31,5 milhões de ha foram usados no sistema de semeadura direta (FEBRADP, 2012) no cerrado brasileiro. Segundo a previsão do MAPA (2012), em 2020 a área em semeadura direta no país atingirá cerca de 33 milhões de ha.

Neste sistema de cultivo, é importante a formação de palhada na superfície do solo, o que é conseguido pela não incorporação dos restos culturais e pela manutenção do solo coberto na maior parte do ano, seja pela sucessão de culturas comerciais ou pelo plantio de uma planta de cobertura no período da entressafra.

Ocorre aumento no teor de MOS no sistema de semeadura direta, o que aumenta sua capacidade de adsorver elementos-traço, tornando-os menos disponíveis para a lixiviação e absorção pelas plantas, com diminuição do risco da entrada dos mesmos na cadeia alimentar. O aumento da MOS, com a consequente melhoria das propriedades físicas e químicas do solo, promove o aumento da atividade de micro-organismos, facilitando a degradação de substâncias orgânicas tóxicas.

Deve-se levar em consideração o tipo de palhada a ser produzida (MARCELO et al., 2012). Segundo os pesquisadores, as culturas com de grãos na entressafra (milho, sorgo e girassol) produziram resíduos com menor quantidade de nutrientes acumulados e menor quantidade de matéria seca, quando comparadas às culturas manejadas no florescimento (crotalária, guandu, nabo forrageiro e milheto). Milheto e crotalária apresentaram as maiores produções de matéria seca e os maiores acúmulos de nutrientes.

As leguminosas, em comparação com as gramíneas, são mais ricas em nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e cálcio (Ca). Em solos deficientes em P, K, Ca e magnésio (Mg), há necessidade de se aplicar os referidos elementos, de preferência nas culturas econômicas usadas em sucessão ou rotação (AMBROSANO et al., 2005).

Segundo Franco e Souto (1984), as leguminosas usadas em adubação verde fixam e adicionam ao solo, em média, 188 kg ha^{-1} ano^{-1} de N, podendo-se, assim, racionalizar o uso deste nutriente.

Segundo Scopel et al. (2005), a atividade fotossintética durante todo o ano é mais eficiente no sistema de plantio direto, que aproveita ao máximo os recursos climáticos, como a radiação global, a água e os elementos minerais disponíveis durante todo o ciclo. Constataram aumento significativo do conteúdo de carbono do solo em decorrência da idade do sistema de plantio direto com cobertura vegetal com taxa média de crescimento da ordem de 0,750 Mg ha^{-1} ano^{-1} (Figura 4).

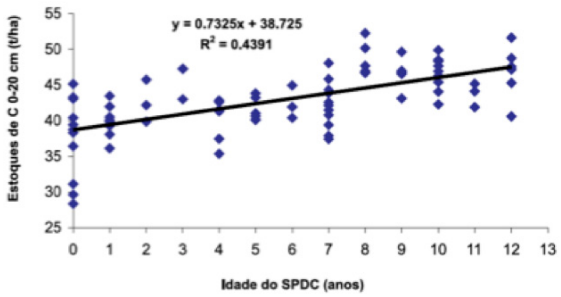


Figura 4. Relação entre os estoques de carbono na camada 0 - 20 cm e a idade do sistema de plantio direto com cobertura vegetal (SPDC) em 28 parcelas manejadas de maneira similar, no município de Rio Verde, GO.

FONTE: Adaptado de Scopel et al. (2005)

Os pesquisadores ressaltam que a capacidade desses sistemas armazenarem mais carbono está ligada diretamente à capacidade de produção e de restituição de biomassa. Os SPDCV muito intensivos, que usam grandes quantidades de adubos e incorporam plantas de coberturas mais produtivas, serão os mais eficientes, em longo prazo, para armazenar C e N orgânicos no solo.

4.5. Adubação verde

A adubação verde é prática que consiste no cultivo e adição ao solo de material vegetal não decomposto, constituído por plantas cultivadas exclusivamente para este fim.

De modo geral, qualquer planta pode ser usada como adubo verde, inclusive plantas invasoras, que se desenvolvem durante o período de entressafra. Todavia, há preferência por leguminosas, que têm a capacidade de fixar N2 atmosférico, enriquecendo o solo no elemento.

Há várias maneiras de se praticar a adubação verde: cultivar a planta em sucessão à cultura comercial, cultivo consorciado com a cultura comercial, cultivo em faixas ao lado da cultura comercial.

O manejo do adubo verde consiste no corte das plantas rente ao solo, quando cerca de 50% das mesmas estiverem em florescimento, deixando-as na sua superfície, funcionando como cobertura morta.

Na seleção da planta a ser usada como adubo verde, deve-se dar preferência para plantas que apresentem: crescimento rápido; boa produção de fitomassa; sistema radicular profundo, o qual funciona como extrator de nutrientes que se localizam em profundidade, além de funcionar com agente de descompactação do solo; porte elevado, que vai funcionar como quebra-vento.

A adubação verde é uma boa técnica na recuperação de áreas degradadas, algumas adaptando-se muito bem para as condições de solos da Amazônia, como é o caso de mucuna-preta, guandu, feijão-de-porco, crotalária, as quais vêm sendo usadas com sucesso na recuperação de solos degradados pela mineração de cassiterita na Floresta Nacional do Jamari, no Estado de Rondônia (MELO et al., 2012).

4.6. Rotação e sucessão de culturas

A rotação de culturas consiste em, após o cultivo de uma mesma espécie por uma dado período de tempo, substituí-la por uma outra que bem se adapte às condições edafoclimáticas da região. Um bom exemplo é o caso do cultivo da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Após cultivar-se a cana por período de 3-6 anos, dependendo da espécie e das condições edafoclimáticas, a mesma é removida da área, cultivando-se o amendoim em seu lugar (BOLONHEZI e PEREIRA, 1999).

Muitas vezes, os termos rotação e sucessão de culturas se confundem. A sucessão de culturas consiste no cultivo de espécies diferentes, em sequência, no mesmo ano agrícola. Um bom exemplo é a sucessão soja-trigo no sul do país.

Sob o ponto de vista da sustentabilidade, essas duas práticas oferecem as seguintes vantagens: melhoram o aproveitamento dos fertilizantes; dificultam a infestação de pragas e doenças, pela mudança dos hospedeiros, o que resulta na diminuição do uso de agrotóxicos; mantêm o solo coberto, diminuindo os riscos de erosão, que causa perda da fertilidade do solo pela remoção da camada superficial, mais fértil; no caso do uso de leguminosas, o enriquecimento do solo com N; o uso de planas com sistema radicular profundo e robusto, promove remoção dos nutrientes que se encontram em camadas mais profundas do solo e sua deposição nas camadas mais superficiais, ao mesmo tempo em que melhora a estrutura do solo pelo rompimento de camadas adensadas; aumento da atividade microbiana pela adição de fitomassa. Em função da combinação das plantas a serem usadas no sistema de rotação ou sucessão, outras vantagens podem ser obtidas, como a econômica.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Enquanto houver aumento populacional e uma população subnutrida, haverá necessidade de aumento da produção agropecuária e de outros insumos, de modo a garantir mais justiça social.

O solo é um bem não renovável, cujo uso de forma inadequada pode causar sua degradação e cuja recuperação para retorná-lo ao sistema produtivo não é tarefa fácil e tampouco de baixo custo. Em sendo assim, todos os esforços devem ser dirigidos no sentido da renovação e adoção de práticas de cultivo sustentáveis.

Assim, o aumento da produção agropecuária pode ser feito com o aumento da fronteira agrícola, o que significa a derrubada de novas florestas para sua incorporação a sistemas produtivos, o que deve ser evitado para a proteção do ambiente. A opção mais corretaque se apresenta é o investindo na recuperação de áreas já degradadas e mudanças no sistema de produção, de modo a reduzir os impactos negativos sobre o solo e o ambiente, como é a agricultura orgânica ou a adoção de práticas de manejo como agricultura de precisão, manejo integrado de pragas e doenças, semeadura direta, cultivo mínimo, adubação verde, rotação ou sucessão de culturas e plantas de cobertura no sistema convencional de cultivo. Ouso dessa práticas já vem aumentando no mundo como resposta à preocupação crescente com a sustentabilidade do Planeta Terra.

LITERATURA RECOMENDADA

ALVARENGA, R.C.; CRUZ, J.C.; VIANA, J.H.M. Manejo de solos. Embrapa Milho e Sorgo: Sistema de Produção. Versão eletrônica, 7ª. Edição, 2011. Disponível em: http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho_7_ed/manpreparo.htm

AMARAL SOBRINHO, N.M.B,; COSTA, L.M., OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A.C.X. Elementos-traço em alguns fertilizantes e corretivos. R. Bras. Ci. Solo, 16: 271-276, 1992.

AMARO FILHO, J.; NEGREIROS, R.F.D.; ASSIS JUNIOR, R.N.; MOTA, J.C.A. Amostragem e variabilidade espacial de atributos físicos de um Latossolo Vermelho em Mossoró, RN. R. Bras. Ci. Solo, 31:415-422, 2007.

AMBROSANO, E.J.; GUIRADO, N.; CANTARELLA, H.; ROSSETTO, R.; MENDES, P.C.D.; ROSSI, F.; AMBROSANO, G.M.B.; ARÉVALO, R.A.; SCHAMMAS, E.A.; ARCARO JUNIOR, I.; FOLTRAN, D.E. Plantas para cobertura do solo e adubação verde aplicadas ao plantio direto. In: INFORMAÇÕES AGRONÔMICAS Nº 112 - POTAFÓS, 2005.

ANUÁRIO PNUMA. From Soil Carbon to Decommissioning Nuclear Reactors, UNEP Year Book Highlights Key Emerging Issues Disponível em: http://www.unep.org/newscentre/Default.aspx?DocumentID=2667&ArticleID=9027&l=en#sthash.8PZwQnMR.dpuf.

ARAUJO, R.; GOEDERT, W.J.; LACERDA, M.P.C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. R. Bras. Ci. Solo, 31:1099-1108, 2007.

BARBIERI, D.M.; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial de atributos químicos de um argissolo para aplicação de insumos à taxa variável em diferentes formas de relevo. Eng. Agríc., 28:645-653, 2008.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2 ed. Metrópole: Porto Alegre, 2008. 636 p.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J.A.; LEITE, D.; AMARAL, A.J.; ZOLDAN JUNIOR, W.A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. R. Bras. Ci. Solo, 28:155-163, 2004.

BEUTLER, A.N.; CENTURION, J.F. Compactação do solo no desenvolvimento radicular e na produtividade da soja. Pesq. agropec. bras., 39:581-588, 2004.

BOLONHEZI, D.; PEREIRA, J.C.V.N.A. Plantio direto na Alta Mogiana. O Agronômico, 51:12-15, 1999.

BRECHELT, A. O manejo ecológico de pragas e doenças. Ed. Rede de Ação em Praguicidas e suas Alternativas para a América Latina (RAP-AL), Santiago do Chile, Chile. Disponível em: http://www.rap-al.org/articulos_files/O_Manejo_Ecologico_de_Pragas_e_Doencas.pdf. Acessado jan 2014.

CAON, D. Espacialização e mapeamento da fertilidade em diferentes camadas do solo e densidades amostrais. 2012. 63p. Dissertação (Produção Vegetal), Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, PR, 2012.

CARVALHO, A.C. Bioprospecção de isolados de Trchoderma stromaticum parfa controle biológca do vassoura-de-bruxa no cacaueiro. 2006. 69p. Dissertação (Genética e Biologia Molecular), Universiade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2006.

CIRANI, C.B.S.; MORAES, M.A.F.D. Inovação na indústria sucroalcooleira paulista: os determinantes da adoção das tecnologias de agricultura de precisão. RESR, 48:543-565, 2010.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. 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. Brasília, DF, DOU, 18 de março, 2005.

CORRÊA-FERREIRA, B.S.; PANIZZI, A.R. Percevejos da soja e seu manejo. Londrina: EMBRAPA-CNPSo, 1999. 45p. (EMBRAPA-CNPSo. Circular Técnica, 24).

EMBRAPA SEMIÁRIDO. Produção orgânica supera a produtividade de cebola convencional. Disponível em http://www.cpatsa.embrapa.br/imprensa/noticias/producao-organica-supera-a-produtividade-da-cebola-convencional/. Acesso em 21 de nov. 2012.

FEBRAPDP - Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha. Evolução do plantio direto no Brasil. Disponível em <http://www.febrapdp.org.br/port/plantiodireto.html>. Acesso em: 12 jan. 2014.

FRANCO, A.A.; SOUTO, S.M. Contribuição da fixação biológica de N2 na adubação verde. In: Adubação verde no Brasil. Campinas: Fundação Cargill, 1984. p.199-215.

FREITAS, D.A.F.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C. Qualidade do solo em áreas de plantio convencional sob latossolos do Cerrado. In: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Uberlândia, MG. 2010.

GONZÁLEZ, F.H.D.; SILVA, S.C. Introdução à bioquímica clínica veterinária. Editora UFRGS, Porto Alegre, 2006.

HENRIQUES, F.S. A revolução verde e a biologia molecular. Rev. de Ciências Agrárias, 32:245-254, 2009.

MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e elementos-traço, mitos, mistificação e fatos. Produquímica, São Paulo, 1994.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2011. Programa Agricultura de Baixo Carbono. Disponível em <http://www.agricultura.gov.br/abc>. Acesso em: 12 jan. 2014.

MARCELO, A.V.; CORÁ, J.E.; FERNANDES, C. Sequências de culturas em sistema de semeadura direta. I - produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes. R. Bras. Ci. Solo, 36:1553-1567, 2012.

MELO, W.J.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P.; LONGO, R.M.; RIBEIRO, A.I.; BERTIPAGLIA, L.M.A. Manejo de solos degradados por ação antrópica. In: ROSA, A.H.; FRACETO, L.F.; MOSCHINI-CALOS, V. (org.). Meio Ambiente e Sustentabilidade, Capítulo 11, Porto Alegre, Bookman, 2012. p. 238-282.

MOTA, J.C.A.; FREIRE, A.G.; ASSIS JUNIOR, R.N. Qualidade física de um Cambissolo sob sistemas de manejo. R. Bras. Ci. Solo, 37:1196-1206, 2013.

NUNES, S.P. O desenvolvimento da agricultura brasileira e mundial e a idéia de desenvolvimento rural. Desser Boletim Eletrônico, n.157, 2007. 15p. Disponível em: http://www.deser.org.br/documentos/doc/DesenvolvimentoRural.pdf

OCTAVIANO, C. Muito além da tecnologia: os impactos da Revolução Verde. ComCiência, 120:0-0, 2010.

OLIVEIRA, R.B.; LIMA, J.S.S.; XAVIER, A.C.; PASSOS, R.R.; SILVA, S.A.; SILVA, A.F. Comparação entre métodos de amostragem do solo para recomendação de calagem e adubação do cafeeiro conilon. Eng. Agríc., 28:176-186, 2008.

PALADINI, F.L.S.; MIELNICZUK, J. Distribuição de tamanho de agregados de um solo Podzólico Vermelho-Escuro afetado por sistema de culturas. R. Bras. Ci. Solo, 15:135-140, 1991.

PEREIRA, M.F.S.; NOVO JUNIOR, J.; SÁ, J.R.; LINHARES, P.C.F.; BEZERRA NETO, F.; PINTO, J.R.S. Ciclagem do carbono do solo nos sistemas de plantio direto e convencional. ACSA, 8:21-32, 2013.

PINHEIRO, E.F.M.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. Soil & Tillage Research, 77:79-84, 2004.

PRIMAVESI, A. O Manejo ecológico do solo. São Paulo, Livraria Nobel S.A., 1980. 541p.

RAITZ, C.S. Políticas públicas de geração de emprego e renda para erval velho (SC). 2009. 85p. Trabalho de conclusão de curso, Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2009.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. R. Bras. Ci. Solo, 31:1609-1623, 2007.

SALVADORI, J.R.; PEREIRA, P.R.V.S. Manejo integrado de corós em trigo e culturas associadas. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2006. 9 p. html. (Embrapa Trigo. Comunicado Técnico Online, 203). Disponível em: <http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/co/p_co203.htm>.

SCOPEL, E.; DOUZET, J.; SILVA, F.A.M.; CARDOSO, A.; MOREIRA, J.A.A.; FINDELING A.; BERNOUX, M. Impactos do sistema de plantio direto com cobertura vegetal (SPDCV) sobre a dinâmica da água, do nitrogênio mineral e do carbono do solo do cerrado brasileiro. Cadernos de Ciência & Tecnologia, 22:169-183, 2005.

TAIZ, L.R.; ZEIGER, E. Fisiologia Vegetal. 4º Ed., Editora Artmed, Porto Alegre, 2009, p. 316-331.

TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. In: TILLER, K.G. Advances in soil science. New York : Springer, 1989. v.9, p.113-114.

VILELA, P.S. Agricultura orgânica versus lucratividade e produtividade. Disponível em http://www.faemg.org.br/Content.aspx?Code=359&ParentPath=None;13&ContentVersion=C&ParentCode=. Acesso em 21 de nov. 2012.

Boxe Temático

Reciclagem de Resíduos na Agricultura

Gabriel Maurício Peruca de Melo
Valéria Peruca de Melo
Liandra Maria Abaker Bertipaglia

O aumento populacional traz no seu bojo o aumento na geração de resíduos, sejam eles de origem agropecuária, urbana ou industrial. De modo geral, os resíduos são agentes de poluição ambiental pela presença de elementos-traço, de substâncias orgânicas tóxicas persistentes, de compostos nitrogenados e de agentes patogênicos. Alguns deles, como lodo de esgoto (LE) e os estercos são ricos em matéria orgânica e nutrientes das plantas, o que os tornam atrativos para uso agrícola (Tabelas 1 e 2).

A presença de componentes tóxicos no LE depende da origem do esgoto e dos processos de tratamento nas ETEs. Lodos de esgoto originados de regiões mais industrializadas tendem a apresentar concentrações mais elevadas de elementos-traço (Tabela 3). Desta forma, para segurança no uso agrícola deste resíduo, há necessidade da realização de experimentos de campo de longa duração, que forneçam informações sobre a concentração e mobilidade dos elementos-traço e substâncias tóxicas persistentes, a absorção pelas plantas e a translocação para os frutos. Assim, para regulamentar o uso do LE na agricultura, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou a Resolução 375, publicada em 2006, definindo as condições em que o resíduo pode ser usado na agricultura. A legislação inclui as plantas que podem receber o resíduo, os limites de elementos-traço que podem estar presentes no mesmo, as doses acumuladas no solo por adições sucessivas, a presença de agentes patogênicos e as condições do solo.

O LE tem chamado a atenção dos pesquisadores pelo grande problema ambiental que sua disposição inadequada apresenta e porque, em doses adequadas, pode substituir totalmente a fertilização mineral e até mesmo aumentar a produtividade (Figura 1).

Tabela 1.
Composição química em carbono e macronutrientes de alguns resíduos gerados pela atividade humana

Resíduo	C	N	P	K	Ca	Mg	S
	mg kg^{-1}						
Esterco bovino	486	27	18	32	30	9	3
Esterco de galinha	311	31	18	16	51	11	4
Esterco suíno	273	32	9	23	55	14	-
Composto de lixo	278	10	3	5	19	2	3
Lodo de esgoto	340	32	16	4	32	12	4
Vinhaça	200	12	2	60	20	8	10
Torta de filtro	347	13	9	3	22	4	13
Torta de mamona	495	50	8	12	20	3	-

FONTE: Melo et al. (2002)

Tabela 2.
Composição química em micronutrientes de alguns resíduos gerados pela atividade humana

Resíduo	Cu	Fe	Mn	Zn	B	Mo
	mg kg^{-1}					
Esterco bovino	38	7336	552	330	-	16
Esterco de galinha	31	-	-	306	-	-
Esterco suíno	1201	-	-	1101	-	-
Composto de lixo	181	23325	304	431	1	22
Lodo de esgoto	870	42224	242	1800	118	9
Vinhaça	100	-	-	60	-	-
Torta de filtro	56	-	-	86	-	-
Torta de mamona	80	2876	77	141	-	-

FONTE: Melo et al. (2002)



Figura 1. Efeito de doses de lodo de esgoto na produtividade do milho. T= fertilização mineral, sem lodo de esgoto. Demais tratamentos em t/há base seca.

FOTO: Wanderley José de Melo

Tabela 3.
Presença de elementos-traço (mg kg-1) em LE de diferentes procedências

Elementos	São Paulo		Paraná	
	Barueri	Suzano	ETE-Belém	Pro Processo Ralf
Cd	23	7	-	-
Cu	1124	808	434	89
Cr	749	2981	178	58
Hg	2	29	1	0,1
Ni	372	219	73	40
Pb	201	276	123	64
Zn	2179	2086	824	456

FONTE: Melo et al. (2002)



CAPÍTULO 13

Parâmetros de Fertilidade do Solo

Marcio Koiti Chiba
Otávio Antônio de Camargo

1. INTRODUÇÃO

A humanidade depende dos solos. Depende mais ainda de solos férteis. A história humana está repleta de exemplos de grandes civilizações que nasceram e se desenvolveram em localidades nas quais ocorriam solos cujas características permitiam a obtenção de fartas colheitas. Há mais de 2500 aC, na região hoje ocupada pelo Iraque, a Mesopotâmia explorava com sucesso a faixa de terra compreendida entre os rios Tigre e Eufrates lançando as bases da civilização humana. De forma semelhante, os chineses, nas margens do Rio Yangtze e os egípcios às margens do Rio Nilo, entre outros, são também lembrados como as grandes civilizações que devem o seu desenvolvimento à fertilidade de seus campos. As enchentes sazonais desses rios depositavam minerais e materiais orgânicos enriquecendo o solo com os nutrientes essenciais para os vegetais. Também há relatos de que os primeiros agricultores já tinham certa percepção, empírica, de que ao misturar certos materiais no solo antes da semeadura eram

obtidas colheitas mais fartas. Que esses solos formaram a base para o surgimento e desenvolvimento da sociedade humana não resta dúvida. Este capítulo não pretende esgotar um assunto tão extenso e complexo, mas sim despertar a curiosidade do leitor para este tema e encorajá-lo a buscar mais informações relacionadas com a Fertilidade do Solo.

2. CONCEITUAÇÃO DE 'FERTILIDADE DO SOLO'

Com o início da agricultura foi quase automática a necessidade do ser humano em tentar compreender e aprimorar os mecanismos e os processos envolvidos no crescimento das plantas. O domínio das técnicas agrícolas transformou para sempre a feição do planeta Terra. O homem antes nômade, podia agora estabelecer-se em um determinado local e cultivar a terra. Como consequência houve uma explosão demográfica que por sua vez, resultou em uma maior demanda por alimentos e fibras. Isso forçou o homem a expandir as áreas agricultáveis para além dos limites de influência das inundações anuais dos rios. Para lidar com esses solos localizados fora da influencia das inundações sazonais dos rios e que retornavam colheitas menores foi necessário encontrar os meios para ampliar as fronteiras da produção agrícola para esses locais.

Nascia a agricultura científica. Uma descrição histórica bastante detalhada e concisa dos estágios iniciais da agricultura e da pesquisa agrícola que se seguiu pode ser encontrado em Tisdale et al., (1990), Lopes & Guilherme (2007) e em Patzel et al. (2000).

Muito tempo transcorreu desde então. Dentro das ciências agrárias se estabeleceu a disciplina intitulada "Fertilidade do Solo" que passou a estudar os atributos dos solos que afetam a sua capacidade de fornecer os macro e micronutrientes para as plantas. A "fertilidade do solo" como sub-área da Ciência do Solo, passou a ter objetivos específicos e com a conotação de: "Status de um solo com respeito a sua capacidade de suprir os nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas" (Curi et al., 1983). Esta conceituação não é aceita de forma unânime. Os pontos de vista acerca de seu significado e importância variam de autor para autor sendo que alguns, inclusive, sugerem a sua substituição como conceito, por outro, denominado "qualidade do solo".

As bases para o estabelecimento do conceito de "Fertilidade do Solo" como a capacidade do mesmo em fornecer nutrientes para as plantas, provavelmente deu-se em função de que as primeiras pesquisas agrícolas com embasamento científico foram realizadas utilizando procedimentos químicos para a determinação da composição elementar das cinzas das plantas.

Como não é objetivo deste texto para um maior aprofundamento na discussão da fertilidade do solo como um conceito abstrato e/ou como fenômeno passível de ser quantificado é recomendada a leitura de Patzel et al. (2000).

O entendimento da fertilidade do solo como um fenômeno natural ou produzido pela intervenção do homem e que culmina na produção de biomassa pelas plantas requer, contudo a inclusão de fatores externos ao ambiente solo. A produtividade das plantas é resultante da ação conjunta de vários fatores bióticos e abióticos (Tisdale et al., 1990) (Figura 1).

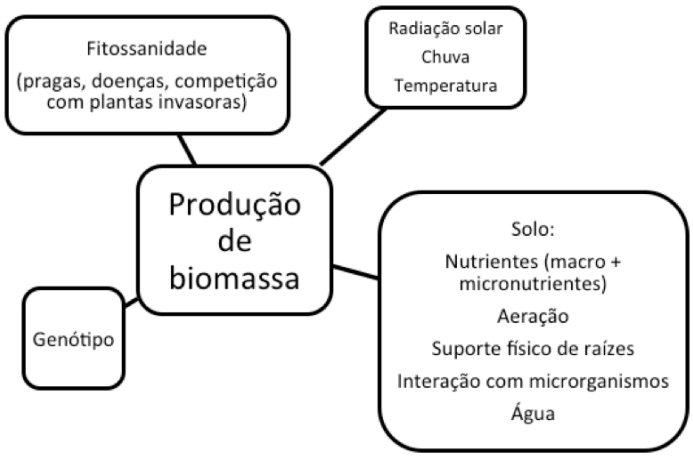


Figura 1. O desenvolvimento de uma planta é função da ação conjunta de vários fatores, dentre os quais o solo e sua "fertilidade".

Desta forma, depreende-se que um solo rico em nutrientes pode ser pouco produtivo se os outros parâmetros necessários para a manutenção da vida vegetal não estiverem em níveis adequados. Como exemplos deste fato podem ser citados os solos compactados que mesmo apresentado composição química favorável ao crescimento das plantas sua densidade elevada pode restringir o pleno crescimento das raízes limitando a absorção de água e nutrientes. De maneira similar, solos com aeração deficiente mesmo que apresentando teores adequados de nutrientes não proporcionam ambiente favorável ao crescimento das plantas.

Tendo em vista que uma das funções primordiais do solo é sustentar a vida o enfoque dado para a fertilidade do solo neste capítulo será o mais amplo, não se limitando aos nutrientes de plantas.

3. SOLOS: DEFINIÇÕES E CARACTERÍSTICAS

Para entender o solo como um ambiente favorável para a manutenção da vida de plantas e outros organismos é necessário apresentar algumas definições e características relacionadas com esta funcionalidade.

O solo é um corpo natural, tridimensional, mineral e/ou orgânico localizado na superfície da Terra que foi sujeito e influenciado pelo material de origem, pelo clima, por organismos e pela topografia. Estes elementos agem por um certo período de tempo resultando em um material diferente da rocha que o originou em termos físicos, químicos, mineralógicos, biológicos e morfológicos (Curi et al., 1993). A reunião das partículas unitárias do solo e seu arranjo na forma de agregados, ou torrões, resulta na formação de uma estrutura na qual as partículas sólidas deixam espaços vazios entre si. Esses espaços, os poros, serão ocupados pela água e pelo ar.

A fase sólida do solo é constituída de uma fração viva (microflora e microfauna) e outra inanimada que pode ser subdividida em orgânica e mineral. Do ponto de vista físico o solo é composto por três fases: sólida, liquida e gasosa. Ao passo que a fase sólida encontra-se relativamente estável as fases liquida e gasosa encontram-se em equilíbrio dinâmico ocupando o espaço poroso.

Os poros do solo podem ser agrupados em macroporos (> 0,5mm) e microporos (< 0,06mm). Nos macroporos, a movimentação do ar e da água é livre. Nos microporos ocorre a retenção da água por capilaridade. A taxa de infiltração de água no solo é função da distribuição do tamanho de poros e da continuidade dos poros (Kutílek, 2004). O espaço poroso do solo é responsável pela transmissão da água o que afeta diretamente a produção das plantas e o meio ambiente. Segundo Lin et al. (1996) 10% dos poros com até 0,5 mm de diâmetro foram responsáveis por cerca de 90% do fluxo total de água de um solo de textura argilosa. Uma descrição detalhada da porosidade do solo pode incluir a quantidade, continuidade, orientação, distribuição e forma (Porta et al., 2003). A movimentação da água das camadas mais profundas do solo para a superfície ocorre por ascensão capilar. Este fenômeno, todavia, é distinto entre os diferentes solos e é dependente da continuidade e do tamanho dos poros.

Além da água, o espaço poroso também é ocupado por gases. A composição dos gases no solo difere daquela da atmosfera devido a maior dificuldade para a realização das trocas gasosas. Ao passo que na atmosfera a concentração de CO_2 é de aproximadamente 0,03% no solo é muitas vezes superior podendo atingir 1% ou mais (Tisdale et al., 1990). O acúmulo de CO_2 no solo tanto em função da degradação da matéria orgânica quanto pela respiração das raízes das plantas pode em situações extremas resultar em prejuízo no fornecimento de energia a uma série de processos metabólicos, inclusive dos relacionados com a absorção de nutrientes. Nos casos extremos de anaerobiose a pressão de O_2 é reduzida a tal ponto que a oxidação de carboidratos nas raízes das plantas pode cessar passando preponderar a fermentação alcoólica. O comportamento das plantas frente as condições anaeróbias é, entretanto, muito variável de espécie para espécie sendo impraticável delinear uma resposta padrão para este tipo de situação (Mengel & Kirkby, 1978).

Não existe regra geral com relação à porosidade total de um solo e de uma maneira geral esta pode representar de 40 a 60% do seu volume.

Conforme apresentado na Figura 1 do Capítulo 4 (Composição e Classificação dos solos), as proporções das diferentes frações do solo (água 30%, ar 20%, mineral 45% e orgânica 5%) são apenas indicações de ordem de grandeza, não constituindo, portanto, regra para todos os solos e situações de uso.

A fase sólida do solo também é constituída da fração orgânica que constitui a matéria orgânica do solo (MOS). Apesar de ocupar apenas 5% da fração sólida do solo a MOS é um componente muito especial. Os teores de MOS atualmente encontrados nos solos são reflexo de muitos anos de acúmulo de carbono orgânico e resultantes do saldo entre adições e perdas.

O efeito positivo da MOS na produtividade das culturas deve-se a sua atuação na agregação das partículas do solo. Isto favorece a estruturação do solo aumentado a aeração, a transmissão e a retenção de água e fornecimento de nutrientes para as plantas (Raij, 1991). O aumento do conteúdo de carbono orgânico nos solos é um processo bastante lento e resultante da ação conjunta de vários fatores como o uso de fertilizantes minerais e de adubos verdes (Egodawatta et al., 2012; Yu et al., 2012; Graham et al., 2002). A aplicação de quantidades adequadas de nutrientes, via adubação, é uma das formas de aumentar a deposição de restos orgânicos e com isso auxiliar na elevação do conteúdo de MOS.

A fração inorgânica é essencialmente constituída de silicatos de alumínio, ferro e magnésio geralmente conhecidos como argilominerais (caulinita, montmorilonita, ilita, etc.) e óxidos de ferro, alumínio e manganês (hematita, goetita, gibbisita, pirolusita, etc). A composição química do solo é muito variada, ao contrário do que acontece com o ar e com a água. A Tabela 1 dá uma ideia da variação dos teores de alguns dos elementos que o compõem. Convém salientar que este teor total poucas informações fornece acerca das quantidades disponíveis para a nutrição vegetal porque tratam dos teores totais desses elementos.

Tabela 1.
Teor total natural de elementos potencialmente tóxicos em diferentes tipos de materiais. Solos desenvolvidos desses materiais podem apresentar teores elevados desses elementos mesmo sem interferência antrópica.

Elemento *	Rochas ígneas		Rochas Sedimentares		
	Rocha básica	Rocha ácida	Argilitos	Arenitos	Rocha calcária
Cd	0.13-0.22	0.09-0.20	0.22-0.30	0.05	0.035
Co	35.0-50.0	1.0-7.0	11.0-20.0	0.3-10.0	0.1-3.0
Cr	170-200	4.0-25.0	60.0-110.0	20.0-40.0	5.0-16.0
Cu	60.0-120.0	10.0-30.0	40	5.0-30.0	2.0-10.0
Hg	ND	0.08	0.18-0.40	0.04-0.10	0.04-0.05
Mn	1200-2000	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1.0-1.5	1.0-2.0	0.7-2.6	0.2-0.8	0.16-0.40
Ni	130-160	5.0-15.0	50-70	5.0-20.0	7.0-20.0
Pb	3.0-8.0	15.0-24.0	18-25	5.0-10.0	3.0-10.0
V	200-250	40.0-90.0	100-130	10.0-60.0	10.0-45.0
Zn	80-120	40.0-60.0	80-120	15.0-30.0	10.0-25.0

* Valores em mg kg^{-1}
FONTE: Adaptado de Goldsmith (1954), Fassbender (1984) e Kabata-Pendias & Pendias (1992)

Além dessa variação nos teores de elementos químicos os solos variam em termos de composição mineralógica, granulometria, profundidade, retenção de água, porosidade, entre outros, sendo frequentemente impossível predizer como cada uma dessas variáveis irá afetar a produtividade das culturas. Alguns desses parâmetros podem ser facilmente afetados de maneira a favorecer a produção das culturas ao passo que outros como a granulometria, por exemplo, não.

4. CURIOSIDADE: FERTILIDADE DO SOLO COMO PARÂMETRO DE IDENTIFICAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS

Um fato curioso que deve ser apresentado em uma discussão sobre fertilidade é que esta funcionalidade do solo também é contemplada pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Embrapa, 2006) para auxiliar na classificação de solos. A fertilidade, ou trofismo, representado pelo índice de saturação por bases (simbolizado por V) é um atributo diagnóstico que serve para separar os solos férteis (Eutróficos) dos inférteis (Distróficos) no atual sistema brasileiro de classificação do solo. O cálculo do índice de saturação por bases, em percentagem, é realizado usando a Equação 1:

$$V = [\sum(K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}) \div CTC] \times 100 \qquad \text{(Equação 1)}$$

Neste contexto, solos ***eutróficos*** são aqueles que apresentam mais de 50% da sua capacidade de troca catiônica (CTC), medida a pH 7, tomada por cátions básicos (K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}). Solos ***distróficos***, por sua vez, são aqueles com menos de 50% da CTC ocupada por tais cátions. Tendo em vista a importância da fertilidade no manejo dos solos, este atributo é usado no SiBCS em nível categórico elevado (Grande Grupo, 3º nível categórico), p.ex. LATOSSOLO VERMELHO **Eutrófico**.

Neste contexto, solos ***eutróficos*** são aqueles que apresentam mais de 50% da sua capacidade de troca catiônica (CTC), medida a pH 7, tomada por cátions básicos (K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}). Solos ***distróficos***, por sua vez, são aqueles com menos de 50% da CTC ocupada por tais cátions. Tendo em vista a importância da fertilidade no manejo dos solos, este atributo é usado no SiBCS em nível categórico elevado (Grande Grupo, 3º nível categórico), p.ex. LATOSSOLO VERMELHO **Eutrófico**.

Entretanto, deve-se atentar que para fins de classificação de solos o caráter trófico é avaliado no horizonte diagnóstico, comumente o horizonte B e em contraposição, para fins práticos de manejo da fertilidade do solo, a camada analisada é a camada arável (0-20 cm de profundidade). Apesar dessa limitação, a identificação e o mapeamento de solos com melhor fertilidade já é o primeiro passo em direção à escolha das áreas para o cultivo com um maior potencial de retorno. A escolha desses solos, todavia não livra o agricultor da necessidade de aplicar insumos (corretivos e fertilizantes) porque as características químicas da camada de 0-20 cm de profundidade podem ser muito diferentes das encontradas para o solo em profundidade.

5. PARÂMETROS DE FERTILIDADE DO SOLO

Como apresentado anteriormente, o solo como meio de sustento da vida (plantas e outros organismos) apresenta uma série de características que podem ser favoráveis ou não para uma determinada espécie. Desta forma, nem todos os parâmetros relacionados condicionam o melhor ambiente produtivo para todas as espécies mas fornecem um panorama bastante adequado para a maioria delas.

5.1. Parâmetros físicos do solo relacionados com a sua fertilidade

O conjunto de parâmetros físicos desempenha um papel importante na capacidade do solo em sustentar a produtividade das culturas afetando diretamente a retenção de água, porosidade, aeração e a resistência do solo à penetração.

A granulometria do solo, representado pela percentagem das frações areia, silte e argila que compõem a fração mineral do solo, pode afetar a sua fertilidade de várias maneiras. Em geral, solos arenosos apresentam baixos teores de matéria orgânica, baixa capacidade de retenção de nutrientes e principalmente baixa capacidade de retenção de água.

Se por um lado os solos arenosos permitem uma infiltração mais rápida de água a sua capacidade de retenção é reduzida. Isso faz com que a oferta de água deva ser mais frequente e em volumes menores para reduzir as perdas por evaporação. Sob condições naturais, sem irrigação, o cultivo nesses solos é limitado pelo volume e periodicidade das chuvas. A água é o veículo que conduz a maioria dos elementos químicos para o interior das plantas. Como visto anteriormente, o solo, por se tratar de um meio poroso, retém a água com uma certa força ou pressão que deve ser vencida pelas raízes das plantas. Em estado de saturação no qual todos os poros estão cheios de água essa força é mínima e caracteriza a capacidade de campo (cc) deste solo. Conforme a água é perdida a tensão na qual o solo retém a umidade aumenta até o limite caracterizado pelo ponto de murcha permanente (pmp). Neste valor de tensão as plantas não conseguem retirar a água residual do solo. Portanto, a água do solo “aproveitável” pelas plantas encontra-se no intervalo entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente.

A relação entre a granulometria do solo e os limites da capacidade de campo e o ponto de murcha permanente foi estimado como apresentado uma relação linear e foi determinada por Arruda et al. (1987) para 218 diferentes solos do estado de São Paulo (Equações 2 e 3).

$$CC = 3{,}07439 + 0{,}629239 \times a - 0{,}00343813 \times a^2 \; ; \; R^2 = 0{,}9085 \qquad \text{(Equação 2)}$$

$$PMP = 398{,}889 \times [\, a \div (\, 1308{,}09 + a \,) \,] \; ; \; R^2 = 0{,}9610 \qquad \text{(Equação 3)}$$

onde a = conteúdo de argila + silte em %. A água disponível AD é igual a CC – PMP.

A relação estimada por Arruda et al. (1987) pode ser utilizada para estimar a umidade de uma camada ou perfil de solo multiplicando o valor de AD pela espessura do perfil, pela densidade do solo e pela fração do solo representativo das partículas com diâmetro menor que 2 mm (terra fina seca ao ar) (Equação 4).

$$AD = (\, CC - PMP \,) \times h \times Ds \times (\, TFSA \div 100 \,) \times 0{,}001 \qquad \text{(Equação 4)}$$

Onde:

AD = água disponível (mm);

CC = capacidade de campo (%);

PMP = ponto de murcha permanente (%);

h = espessura da camada de solo (m);

Ds = densidade do solo (t. m^{-3})

TFSA = terra fina seca ao ar (%)

Assim solos arenosos teriam, sob condições naturais, um menor potencial intrínseco para o cultivo em larga escala em comparação com solos de textura argilosa e muito argilosa. Os solos arenosos requerem manejo específico para sustentar colheitas que tragam retorno econômico significativo.

Nos solos argilosos/muito argilosos há também o risco é de que em havendo um volume muito grande de chuva a menor velocidade de infiltração de água resulte no escoamento superficial de água.

A erosão hídrica ainda é um dos principais fatores de infertilidade dos solos agrícolas e muito embora pareça se tratar de um assunto extensivamente estudado, levantamento realizado por Telles et al., (2011) mostrou as implicações econômicas do processo erosivo. Para o período entre 1933 a 2010, foram estimadas perdas de US$45 bilhões/ano para a União Européia e de US$44 bilhões/ano para os Estados Unidos da América. Esses valores são referentes aos gastos para retirada de sedimentos erodidos dos rios e recuperação dos nutrientes perdidos. No Brasil, dados do Estado do Paraná (US$ 242 milhões/ano) e do Estado de São Paulo (US$212 milhões/ano) também dão a dimensão do problema relativo à erosão e por consequente, da perda de fertilidade do solo como um todo.

Outro aspecto a ser considerado com relação a composição granulométrica do solo é a questão da densidade. Solos argilosos ao sofrer pressões elevadas devido ao trafego de maquinário agrícola, dependendo da umidade em que se encontram, podem ser compactados (Arvidsson, 2001). A compactação do solo reduz a disponibilidade de água e a permeabilidade do solo (Chen et al., 2014). elevação da densidade devido à compactação pode causar dificuldade para que as raízes das plantas se desenvolvam. Com a restrição ao desenvolvimento radicular, menor volume de solo é explorado, restringindo o acesso das plantas à agua e nutrientes.

Se por um lado o uso de fertilizantes e corretivos praticamente eliminou a limitação natural dos solos para fornecer nutrientes para as culturas, ainda se está distante de uma solução de caráter geral no que diz respeito aos atributos físicos. A intrincada rede de relações entre os atributos físicos do solo e o desenvolvimento das diferentes espécies vegetais cultivadas resulta na necessidade de soluções pontuais, específicas para cada situação resultante da combinação de ambiente (solo x clima x espécie vegetal x manejo).

5.2. Parâmetros químicos do solo relacionados com a sua fertilidade

Talvez um dos fenômenos mais importantes e diretamente relacionado com a fertilidade do solo no sentido amplo, seja a habilidade de reter e trocar íons com a fase liquida (Bohn et al., 1979). Os fenômenos de troca iônica, responsáveis pela dinâmica de nutrientes no sistema solo-planta ocorrem nas frações mais finas do solo (<0,002mm de diâmetro) por serem as que apresentam as condições físico-quimicas favoráveis para a sorção iônica

(Oliveira, 2008). Para um maior aprofundamento nos processos associados com a troca iônica pode ser consultada a revisão de Bergaya et al. (2013).

A constituição mineralógica do solo, em especial da fração argila (<0,002 mm) são portanto determinantes para a expressão da CTC. De uma maneira geral, solos com o predomínio de argilominerais do tipo 2:1 apresentam elevada carga elétrica líquida negativa enquanto em solos cauliníticos ela é baixa (Tabela 2).

Tabela 2.
Propriedades eletroquímicas e superfície específica (SE) de diferentes tipos de minerais.

Material	Tipo de mineral	CTC / $cmol_c\ kg^{-1}$	Carga pH-dependente	SE / $m^2\ g^{-1}$
Caulinita	1:1	1-10	Expressiva	10-20
Montmorilonita	2:1	80-120	Inexpressiva	600-800
Vermiculita	2:1	120-150	Inexpressiva	600-800
Mica	2:1	20-40	Média	70-120
Matéria orgânica	**—**	**100-300**	**Expressiva**	**800-900**

FONTE: Adaptado de Bohn et al. (1979)

Verifica-se na Tabela 2 que a MOS exerce uma grande influencia na CTC de um solo. Existem solos argilosos muito intemperizados e ricos em óxidos de Fe e Al que quando apresentam baixo teor de MOS podem desenvolver cargas elétricas positivas (Oliveira, 2008). A participação da MOS nos fenômenos condicionantes da fertilidade do solo é tão importante que será discutida em um tópico separado.

Evidentemente que apenas o tamanho desse reservatório (CTC) não implica em potencial produtivo do solo. A CTC deve estar ocupada por nutrientes em proporções adequadas para suprir as necessidades dos vegetais. Apesar dos cátions trocáveis encontrarem-se retidos nas superfícies coloidais da fração sólida do solo, também estão em equilíbrio dinâmico com os cátions existentes na solução do solo. Além dos cátions, ânions também estão presentes na solução do solo constituindo os íons livres que são absorvidos pelas plantas, afetam a salinidade e a lixiviação iônica. Desta forma, quando um cátion é absorvido pela planta, visando a manutenção do equilíbrio eletroquímico, este é reposto por um dos íons retidos no complexo de troca (Raij, 1991). É importante salientar que ânions também estão presentes na solução do solo em equilíbrio com os cátions dissolvidos. Em função do predomínio das cargas negativas

nos complexos coloidais dos solos brasileiros, esses ânions são mantidos afastados dessas superfícies. Há, contudo, uma importante participação desses ânions na nutrição vegetal sendo os ânions NO_3^-, SO_4^{2-} e Cl^- os melhores exemplos.

Em termos gerais, a energia de retenção de cátions no solo segue a ordem conhecida como série liotrópica: $Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > Na^+$. Desta forma é fácil visualizar porque o cálcio é o elemento encontrado em maiores concentrações, sob condições naturais, que magnésio e potássio. Isso também explica as maiores perdas por lixiviação de potássio em comparação com o cálcio e o magnésio.

6. MATÉRIA ORGÂNICA E A TROCA IÔNICA NOS SOLOS

De maneira geral, os solos tropicais de mineralogia predominantemente oxídica devem grande parte da CTC à matéria orgânica do solo (MOS). Em solos do Estado de São Paulo, Raij e Peech (1972) relataram que a matéria orgânica embora represente apenas cerca de 2% (massa/massa) do solo, na camada superficial, é responsável por mais de 50% da capacidade de troca de cátions.

Basicamente existem dois mecanismos geradores de cargas elétricas nos solos: substituição iônica e ionização de grupos funcionais (Bell & Gillman, 1978). Na substituição iônica, íons constituintes dos minerais são substituídos por outros de tamanho parecido, porém com carga diferente. Desta forma quando íons Si^{4+} são substituídos Al^{3+} e/ou quando os íons Al^{3+} são substituídos por Mg^{2+}, a estrutura desses minerais antes neutra em termos de cargas, passa a apresentar um desbalanceamento com surgimento de uma carga liquida negativa. Esse processo, todavia, é lento e praticamente desprezível em termos de manejo de culturas agrícolas.

Na ionização de grupos funcionais ocorre a protonação ou a dissociação de grupos carboxílicos (-COOH), fenólicos (-OH), aminas ($-NH_2$) da matéria orgânica do solo. Também pode ocorrer a dissociação de hidroxilas presentes nos óxidos de Fe e Al dos minerais de argila. Este processo é mais facilmente observado em condições de campo e dentro de um horizonte de tempo curto. Adicionalmente, deve-se atentar que este efeito da variação do pH no saldo de cargas superficiais é facilmente obtido com uma simples aplicação de calcário. Experimentos demonstraram que fazendo o pH variar de 4 a 8, a CTC aumentou de 30 a 200%. Disto pode-se inferir que a correção da acidez do solo, com a elevação do pH resulta no aumento da capacidade dos solos ácidos em trocar cátions com a solução (fase

líquida) aumentando e/ou no mínimo mantendo a sua capacidade de sustentar a produção de biomassa em função dos nutrientes disponibilizados.

Aqueles interessados no detalhamento do estudo do balanço de cargas na superfície podem encontrar interessantes discussões em Sposito (1989), Mekaru & Uehara (1972), Uehara & Gillman (1981) e White & Zelasny (1986) entre outros.

Nem toda matéria orgânica presente no solo tem essa importância relativa para a CTC porque pode se constituir de restos vegetais e animais em diferentes estágios de decomposição. Esses diferentes estágios de decomposição, para efeitos práticos, podem ser classificados como fíbrico, hêmico e sáprico (Schaaf, 1999). O material fíbrico é tido como todo aquele muito pouco decomposto e cuja natureza do resíduo ainda é perceptível. No outro extremo, o material sáprico encontra-se em avançado estágio de decomposição não sendo mais possível distinguir visualmente a sua natureza. O material hêmico encontra-se em estágio intermediário de decomposição. De maneira geral, apenas o material sáprico apresenta características que efetivamente afetam a CTC dos solos. A matéria orgânica além de contribuir para com a CTC do solo também pode disponibilizar nutrientes para as plantas após a sua mineralização.

7. SOLOS INFÉRTEIS E SUAS IMPLICAÇÕES

Da mesma forma que ocorrem solos férteis capazes de sustentar o desenvolvimento das plantas, o mesmo ocorre com solos inférteis. É conveniente destacar que a ocorrência de solos inférteis pode se dar tanto em função da ocorrência de fenômenos naturais quanto em função da atividade humana. A ocorrência de solos inférteis ganha destaque quando analisado em termos relativos: dos 25% da superfície do planeta em que a crosta terrestre emerge, apenas um décimo ou 2,5% do total podem ser cultivados e, destes, 1,5% estão sujeitos à algum tipo de restrição decorrente da erosão eólica ou hídrica. Assim, talvez o estudo de meios para reverter e/ou minimizar os problemas relativos a esses 1,5% dos solos com algum problema de cultivo seja tão importante quanto o incremento de produtividade em solos cujas restrições não se fazem presentes.

A mudança de uso do solo, com a transformação de sistemas naturais em equilíbrio ecológico em áreas agrícolas, sem o aporte externo de insumos pode resultar no surgimento de solos inférteis. Um caso a ser citado é o dos solos sob as florestas tropicais, que no Brasil se concentram principalmente na região Amazônica.

Apesar da visual opulência da floresta tropical, o equilíbrio existente entre aporte de material orgânico e a retirada de nutrientes pela vegetação é frágil. Basta reduzir o fluxo de nutrientes provenientes da mineralização da matéria orgânica depositada pela vegetação que esses solos, sem a devida reposição dos nutrientes, perdem sistematicamente a sua capacidade de suportar a vida das plantas (Alfaia et al., 2004). Isso leva a uma reduzida população de plantas que por sua vez resulta em uma menor ciclagem de nutrientes e carbono fechando um ciclo que, se perpetuado, tende ao esgotamento do solo em pouco tempo. Usos agrícolas inadequados do solo também levam ao seu depauperamento. Pressões econômicas podem levar à exploração do solo em um nível além da sua própria capacidade de uso (Lepsch, 1983; Ramalho Filho & Beek, 1995), critério ainda infelizmente pouco usado.

Da mesma maneira que os parâmetros físicos e químicos podem imprimir ao solo características adequadas para o pleno desenvolvimento das plantas, a perda de qualidade também pode ser decorrente dos mesmos fatores.

Dados compilados por Wood et al. (2000) mostram que do total da área agrícola mundial aproximadamente 44% estão localizadas em zonas áridas/semiáridas, nas quais o regime pluvial deficitário para a maioria das espécies comercialmente cultivadas já se constitui em entrave para pleno desenvolvimento vegetal. Nos 56% dos solos restantes e que se localizam em zonas com umidade natural adequada (Tabela 3) os principais problemas de infertilidade dos solos estão associados com a drenagem deficiente, acidez e presença da forma fitotóxica de alumínio (Al^{3+}).

Em solos inundados devido à drenagem deficiente há falta de oxigênio o que resulta na transformação dos estados de oxidação-redução de vários elementos químicos importantes para a vida no solo. A química dos solos inundados apresenta aspectos tão distintos que é tratada à parte na ciência do solo (Ponnanperuma, 1977). Basicamente em ambientes anóxicos o receptor final de elétrons no processo de produção energética é outro elemento que não o oxigênio. Sem o oxigênio pode haver redução de nitratos, e sulfatos. Manganês e ferro também podem ser reduzidos a formas mais solúveis e que em excesso são tóxicas para as plantas. Em condições anaeróbicas, não ocorre a completa oxidação da matéria orgânica resultando no acúmulo de material orgânico do tipo fíbrico e hêmico. Poucas são as espécies de plantas que são cultivadas em grande escala em solos inundados, sendo o arroz a principal delas.

Tabela 3.
Áreas agrícolas afetadas por características desfavoráveis ao desenvolvimento de espécies vegetais cultivadas comercialmente em regiões agroclimáticas do mundo

Característica / %	Região agroclimática				Total
	Trópico subúmido e úmido	Subtrópico subúmido e úmido	Temperado subúmido e úmido	Boreal	
% área total	23,5	13,8	18,0	0,8	56,10
Drenagem deficiente	13,1	14,7	24,3	33,9	86,00
Baixa CTC	8,9	0,2	0,6	0,0	9,7
Toxidez de Al	41,5	25,3	14,3	13,9	95,00
Acidez	25,5	14,3	0,3	0	40,1
Alta fixação de P	13,0	14,3	0,3	0	27,6
Salinidade/aspecto nátrico	1,6	4,7	7,6	0	13,9
Solo raso/pedregoso	7,1	14,3	5,1	9,2	35,7
Baixa retenção de água	12,8	4,5	13,4	6,9	37,6

FONTE: Adaptado de Wood et al. (2000)

De uma forma geral, problemas de ordem física no solo se expressam tanto em função de fatores diretos e indiretos. Problemas relativos a oferta inadequada de água e oxigênio; variações extremas de temperatura e o impedimento mecânico do crescimento das raízes podem ser avaliados em função de alterações na estruturação e na porosidade do solo (Figura 3). Intervenções nesses atributos são necessárias para dirimir o efeito deletério na resposta da planta.

Em termos dos parâmetros químicos, a reação do solo é outro fator determinante na infertilidade. A presença de solos ácidos no território brasileiro é bastante expressiva, e, além disto, muitos dos mesmos apresentam teores de Al tóxicos às plantas o que limita o aumento do rendimento vegetal (Ernani et al., 2001). Os primeiros estudos sobre a natureza, causas e manejo de solos ácidos foram descritos por Hans Jeny citado por Adams (1984) e tem na calagem a prática de manejo corretiva mais eficiente (Lacerda et al., 2006). A acidez do solo tem sido considerada uma das principais causas de limitação à produtividade agrícola (Gonzales-Érico et al., 1979; Sumner et al., 1986; Farina & Channon, 1988), por proporcionar restrição ao crescimento radicular e à absorção de água e nutrientes pelas culturas. A deficiência de cálcio e a toxicidade de alumínio têm sido apontadas como as principais barreiras químicas ao crescimento de raízes em subsolos ácidos (Ritchey et al., 1982; Pavan et al., 1982). A condição mais adequada para a

maioria das culturas é a faixa de reação compreendida entre a ligeiramente ácida e a ligeiramente alcalina (pH entre 4,5/5 ~ 7,5/8).

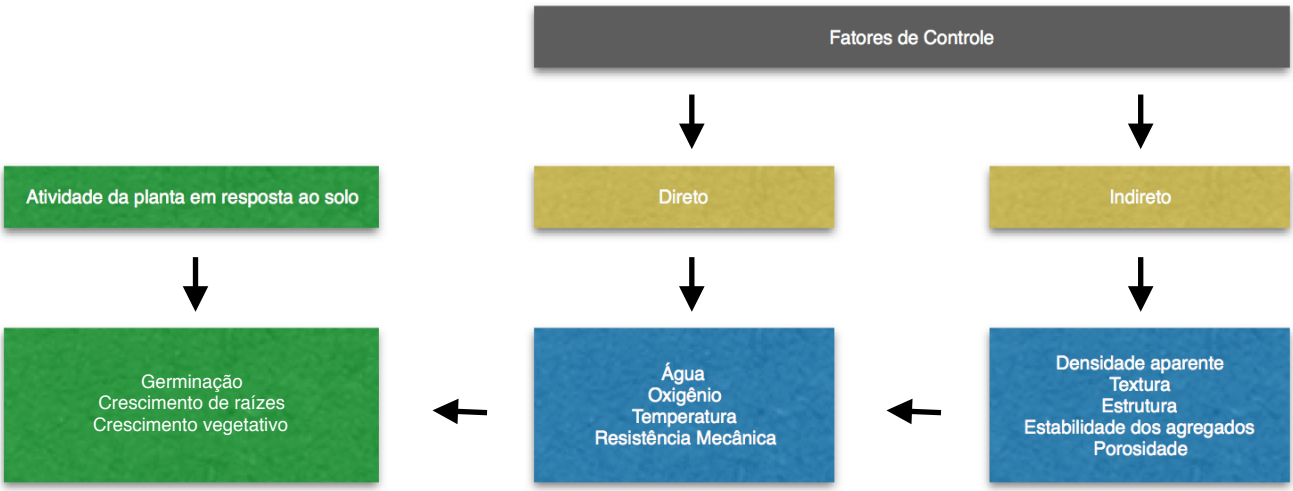


Figura 3. Representação esquemática de ações antrópicas que resultam na deterioração da fertilidade física dos solos.

FONTE: Adaptado de Casanellas et al. (2003)

Satisfeitas as condições de aeração/umidade e de pH, o fator que define a capacidade produtiva de um solo é o fornecimento de nutrientes em variedade e quantidade adequadas. Larsen & Widdowson (1968) mostraram que o conteúdo de nutrientes (íons) na solução do solo em um dado momento não era, per se, capaz de suprir a necessidade de uma planta. Os autores demonstraram a importância do equilíbrio dinâmico dos cátions no complexo de troca e na solução do solo, como mostrado anteriormente. A reserva de nutrientes no complexo de troca é o responsável pelo suprimento adequado de nutrientes.

Este, contudo precisa ser adequadamente abastecido. Os dados apresentados no Quadro 4 mostram o balanço de nutrientes em diferentes regiões da América Latina e Caribe (AL&C) para algumas espécies cultivadas em dois períodos distintos.

De maneira geral, pode-se observar que há um déficit de nutrientes (extração maior que o aporte) nos dois períodos analisados. Em média, para toda AL&C, para a cultura do milho essa redução nas reservas de nutrientes no solo acelerou em 38% entre os períodos avaliados (de 62 para 86 kg NPK ha^{-1} ano^{-1}). Para a batata esse decréscimo

foi ainda maior passando de 60 para 108 kg NPK ha^{-1} ano^{-1}. A manutenção desse regime de exploração do solo sem a devida reposição dos nutrientes, obviamente não é sustentável. Além do prejuízo econômico a demanda por colheitas levaria a necessidade de aumento de área cultivada aumentando a pressão sobre áreas nativas.

Tabela 4.
Balanço de nutrientes por culturas na América Latina e Caribe

Região	Culturas*					
	Trigo	Milho	Batata	Feijões	Soja	Outras
Período 1983-85						
Mesoamérica	-198	-89	15	14	-88	-32
Caribe	ND	-197	-67	-11	ND	-39
Andes	-77	-110	-60	-36	-114	-51
Cone Sul	-101	-46	-77	4	-27	-68
Média AL&C	-111	-62	-60	5	-30	-58
Período 1993-95						
Mesoamérica	-199	-49	-112	4	-86	-11
Caribe	ND	-33	-85	35	ND	-10
Andes	-79	-37	-8	-47	-165	-28
Cone Sul	-83	-115	-161	7	-24	-50
Média AL&C	-96	-86	-108	4	-28	-37

* Dados em: kg N-P_2O_5-K_2O ha^{-1} ano^{-1}

NOTA: Mesoamérica inclui Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicarágua e Panamá; Caribe inclui Cuba, Republica Dominicana, Haiti e outros. Andes inclui Bolivia, Colombia, Equador, Peru e Venezuela. Cone Sul inclui Argentina, Brasil, Chile e Paraguai. ND = não disponível.

FONTE:Adaptado de Wood et al., (2000)

Dados compilados pela FAO indicam que a aplicação de nutrientes em um hectare cultivado, via adubação mineral, equivale à produção de quatro novos hectares sem fertilização (Lopes & Guilherme, 2007). Além do ganho produtivo, fica evidente que o correto manejo da fertilidade do solo evita a necessidade de que novas áreas sejam exploradas pela atividade agrícola e favorece a preservação da vegetação nativa.

É conveniente salientar que o excesso de nutrientes também pode ser tão prejudicial quanto a sua escassez. O excesso de nutrientes em relação às reais necessidades das culturas ou sua aplicação fora da época adequada, podem reduzir a produção e/ou comprometer a qualidade de muitos produtos agrícolas. O carreamento dos nutrientes poderá causar a poluição dos aquíferos, correntezas e lagos. Esse carreamento pode ter origem, tanto no transporte das partículas do solo onde os nutrientes se acham retidos, como é o caso do fósforo, ou, devido à alta solubilidade e baixa retenção de íons e sais nos constituintes do solo o que facilita a sua lixiviação, como no caso dos nitratos. De um ou de outro modo, os nutrientes podem atingir as águas causando a eutroficação, que é o resultado de um aumento de nutrientes que poderá sustentar um nível de vida indesejável ao sistema ou o acúmulo perigoso de nitrato, inferiorizando a potabilidade das águas. A eutroficação é limitada principalmente às águas superficiais e o acúmulo de nitratos aos aquíferos.

8. CONCLUSÃO

Com o risco de pecar pela repetição, uma vez mais, destaca-se que o solo é um recurso natural não renovável. Ao contrário do ar e da água, tem um grande poder tampão, expresso pelo fato de se poder introduzir no solo quantidades variáveis de agentes ou elementos que são estranhos, ou que dele fazem parte em quantidades ou teores muito diferentes dos que lhe são adicionados, sem que seja observado nenhum efeito negativo. Acontece que de repente ou paulatinamente estes efeitos negativos tornam-se aparentes e como pode não existir método disponível para corrigir o solo, este pode estar perdido para as atividades agropecuárias. A fertilidade do solo como conceito ainda pode e dever ser aprimorada pelos cientistas. Como fenômeno, está constantemente dando provas ao homem que com um pouco de bom senso e respeito à natureza pode fornecer os subsídios necessários para a manutenção da vida na Terra.

LITERATURA RECOMENDADA

Adams, F.; Hathcoock, P.J. Aluminum toxicity and calcium deficiency in acid subsoil horizons on two Coastal Plains soil series. Soil Science Society of American Journal, 48: 1305-1309, 1984.

Alfaia,S.S.; Ribeiro, G.A.; Nobre, A.D.; Luizão, R.C. Luizão, F.J. Evaluation of soil fertility in smallholder agroforestry systems and pastures in western Amazonia. Agriculture, Ecosystems & Environment, 102: 409-414, 2004.

Arvidsson, J. Subsoil compaction caused by heavy sugarbeet harvesters in southern Sweden. I – Soil physical properties and crop yield in six field experiments. Soil and Tillage Research, 60: 67-78, 2001.

Bell, L.C.; Gillman, G.P. Surface charge characteristics and soil solution composition of highly weathered soils. In: Andrew, C.S. & Kamprath, E.J. (cood.). Mineral nutrítíon of legumes in tropical and subtropical soils, Melbourne, CSIRO, 1978. p.37-57.

Bergaya, F.; Lagaly, G.; Vayer, M. Cation and Anion Exchange. Developments in Clay Science, 5: 333-359, 2013.

Bohn, H.L.; McNeal, B.L.; O´Connor, G.A. Soil Chemistry. New York, John Wiley & Sons, 1979, 329p.

Chen, G.; Weil, R.R.; Hill, R.L. Effects of compaction and cover crops on soil least limiting water range and air permeability. Soil Tillage Research, 136: 61-68, 2011.

Curi, N.; Larach, J.O.I.; Kampf, N.; Moniz, A.C.; Fontes, L.E.F. Vocabulário de Ciência do Solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 89p. 1993.

Egodawatta, W.C.P.; Sangakkara, U.R.; Stamp, P. Impacto f green manure and mineral fertilizer inputs on soil organic matter and crop productivity in a sloping landscape of Sri Lanka. Fields Crops Research, 129: 21-27, 2012.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2 ed, Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

Ernani, P. R.; Ribeiro, M. S.; Bayer, C. modificações químicas em solos ácidos ocasionadas pelo método de aplicação de corretivos e gesso agrícola. Scientia Agrícola. 58: 825-831, 2001.

Farina, M.P.W.; Channon, P. Acid - subsoil amelioration. II Gypsun effects on growth and subsoil chemical properties. Soil Science Society of American Journal., 52:175-180, 1988.

Fassbender, H. W. Química de suelos. Instituo Interamericano de de Ciencias Agrícolas de la Organizacion de los Estados Americanos. Turrialba. 1984, 398p.

Goldsmith, V.M. Geochemistry. Oxford University Press. Oxford. 1954.

Gonzales-Erico, E.; Kamprath, E.J.; Naderman, G.C.; Soares, W.V. Efect of depth of lime incorporation on the growth of corn on an Oxisol of Central Brazil. Soil Science Society of American Journal, 43:1155-1158, 1979.

Graham, M.H.; Haynes, R.J.; Meyer, J.H. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. Sopil Biology and Biochemistry, 34: 93-102, 2002.

Kabata-Pendias, A.; Pendias, H. Trace elements in soils and plants. CRC Press. 1992. 365p.

Kutílek, M. Soil hidraulic propoerties as related to soil structure. Soil Tillage Research, 79:175-184, 2004.

Lacerda, R. D. de; Mendes, J. da S.; Chaves, L. H. G.; Manejo de solos ácidos: comparação de métodos para avaliar a necessidade de calcário dos solos do Estado da Paraíba. Revista Brasileira de Biologia e Ciências da Terra. 6: 34-38.

Larsen, S; Widdowson, A.E. Chemical composition of soil solution. Journal of the Science of Food and Agriculture, 19:693-695, 1968.

Lepsch, I.F. Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1983. 175p.

Lin, H.S.; McInnes, K.J.; Wilding, L.P. Hallmark, C.T. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions into a well-structured subsoil. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers. 39:131-133, 1996.

Lopes, A.S.; Guilherme, L.R.G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: Novais, R.F.; Alvarez, V.; V.H.; Barros, N.F.; Fontes, R.L.F.; Cantarutti, R.B.; Neves, J.C.L. (eds.) Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007, 1017p.

Mekaru, T.; Uehara, G. Anion adsorption in ferruginous tropical soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., Madison, 36: 296-300, 1972.

Oliveira, J.B. Pedologia Aplicada. 3ed. Piracicaba: FEALQ, 592p. 2008.

Patzel, N.; Sticher, H.; Karlen, D.L. Soil fertility – Phenomenon and Concept. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 163:129-142, 2000.

Pavan, M.A.; Bingham, F.T.; Pratt, P.F. Toxicity of aluminium to coffe in Ultisol and Oxisols amended with CaCO3 and CaSO4. Soil Science Society America Journal, 46:1201-1207, 1982.

Ponnanperuma, F.N. Physicochemical properties of submerged soils in relation to fertility. Los Banos:IRRI, 32p. 1977. (Research Paper Series, 5).

Porta, J.; Lopez-Acevedo, M.; Roquero, C. Edafologia para la agricultura y el medio ambiente. 3ed. Madrid: Mundi-Prensa, 903p. 2003.

Raij, B. van; Peech, M. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. Soil Sci. Soc. Am. Proc., Madison, 36: 587-593, 1972.

Raij, B. van Fertilidade do Solo e Adubação. São Paulo/Piracicaba: Ceres/Potafos. 343p. 1991.

Ramalho Filho, A.; Beek, K.J. Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras. 3 ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1994. 65p.

Ritchey, K.D.; Silva, J.E.; Costa, U.F. Calcium deficience in clayey B horizons of savannah Oxisols. Soil Science, 133:378-382,1982.

Sposito, G. The chemistry of soils. New York, Oxford University Press, 1989. 277p.

Sumner, M.E.; Shahandeh, H.; Bouton, J.; Hammel, J. Amelioration of an acid soil prolife through deep liming an surface application of gypsum. Soil Science Society of American Journal, 50:1254-1278, 1986.

Telles, T.S.; Guimarães, M.F.; Dechen, S.C.F. The costs of soil erosion. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 35: 287-298, 2011.

Tisdale, S.L.; Nelson, W.L.; Beaton, J.D Soil fertility and fertilizers. New York: Macmillian Publishing, 1990, 754p.

Uehara, G.; Gillman, G. The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with varíable charge clays, Boulder, Westview Press, 1981. 170p.

White, G. N.; Zelasny, L.W. Charge properties of soil colloids. In: D.L. SPARKS (ed.). Soil physical chemistry. Boca Ratoon, CRC Press, 1986. p.39-81.

Wood, S.; Sebastian, K., Scherr, S.J. Soil resource condition. In: Pilot Analysis of Global Ecosystems. Agroecosystems. A joint study by the International Food Policy Research Institute and World Resources Institute. Washington: International Food Policy Research Institute/World Resources Institute. 2001. p. 45-54.

Yu, H.; Ding, Weixin; Luo, J.; Geng, R.; Cai, Z. Long-term application of organic manure and mineral fertilizers on aggregate-associated carbon in a sand loam soil. Soil and Tillage Research, 124: 170-177, 2012.

Boxe Temático

O solo, o Ambiente e a Produção de Alimentos

Eric Victor de Oliveira Ferreira
Fernando Vieira Rodrigues

Quando o homem deixou de ser nômade, os solos e o seu estudo passaram a ter relevante importância, devido à necessidade do homem usar a terra para produzir o seu próprio alimento e não apenas coletá-lo na natureza. O solo destaca-se não somente pelo seu uso agrícola, mas também para fins urbanos (construção civil), industrial e ambiental (sequestro de carbono da atmosfera, inativação de pesticidas, armazenamento de água e regulação dos seus cursos, etc).

Desde o final do século XIX o russo Vasily V. Dokuchaev já preconizava o solo como resultante da ação conjunta dos organismos, clima e relevo sobre o material de origem, em determinado período de tempo. Uma estimativa global sugere taxas de formação de solo variando de 370 a 1290 kg ha-1 ano-1 (Wakatsuki & Rasyidin, 1992). Stockmann et al. (2014) estimaram, baseado em nuclídeos cosmogénicos terrestres (Berílio- 10Be), uma taxa média de produção de solo global de 114 mm num período de 1000 anos, ou seja, de apenas 0,114 mm ano-1. Para se ter uma ideia das perdas de solo pelo seu uso inadequado, somente em um ciclo cultural sob preparo convencional, o qual inclui aração e gradagens, ocorreram perdas por erosão hídrica de 80 t ha-1 de um Latossolo no sul do Brasil (Cogo et al., 2003), indicando a grande necessidade de preservação do recurso solo.

Dentre os fatores determinantes da produção vegetal, água e nutrientes são recursos armazenados e fornecidos pelo solo e seus teores e fluxos podem ser afetados pelas práticas de manejo (Barros & Comerford, 2002). A qualidade do solo é a capacidade do mesmo funcionar dentro e, ou, fora de seus limites para sustentar a produtividade e diversidade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde de plantas e animais do ecossistema (Brady & Weil, 2002). A matéria orgânica do solo (MOS) pode ser considerada o indicador mais simples e entre os mais importantes para se medir a qualidade do solo e, consequentemente, dos agroecossistemas (Lopes & Guilherme, 2007).

A fertilidade do solo, dentro de uma visão mineralista, é a capacidade dos solos em suprir nutrientes às plantas, propiciando seu crescimento e desenvolvimento. Lopes & Guilherme (2007) enfatizam a importância do estudo da fertilidade do solo para a segurança alimentar no Brasil e no Mundo. Dentre os aspectos adversos ligados à baixa fertilidade dos solos no mundo, a elevada acidez e as baixas reservas de K merecem destaque, além da alta capacidade de fixação de P nas regiões tropical e subtropical (Lopes & Guilherme, 2007). Os solos tropicais são, em sua maioria, intemperizados ("envelhecidos") pela intensa atuação dos agentes climáticos precipitação pluvial e temperaturas elevadas, principalmente. Neles ocorre o predomínio de minerais de argila como caulinita e óxidos de ferro e aluminio, ácidos e com baixos teores de nutrientes.

Um solo produtivo é um solo fértil, ou seja, que contém os nutrientes em quantidades adequadas e balanceadas para o normal crescimento e desenvolvimento das plantas cultivadas e que apresenta ainda boas características físicas e biológicas, que esteja livre de elementos tóxicos e encontra-se em local com fatores climáticos favoráveis (Lopes & Guilherme, 2007).

O manejo inadequado leva à transformação de solos férteis em inférteis (Figura 1a). A decadência e desaparecimento das antigas civilizações da Mesopotâmia e do México é atribuída, em parte, à degradação de seus solos agrícolas, por efeitos erosivos ou salinização. O Dust bowl, fenômeno ocorrido na década de 1930 na região das grandes planícies do sul dos EUA, foi um grande exemplo de degradação do solo pelo seu uso inadequado, deixando vastas áreas completamente desérticas (Figura 1b) pela ação da erosão eólica (Hillel, 2004). Este autor destaca que o referido fenômeno não é meramente algo do passado, sendo repetido atualmente em outras regiões do mundo. Por outro lado, o uso da tecnologia moderna, incluindo sistemas de irrigação e dessalinização, tem permitido, como nos EUA e Israel, que fazendas desérticas sejam amplamente utilizadas.

No Brasil, a agricultura irrigada está transformando a economia do semiárido nordestino. O semiárido brasileiro é o maior semiárido tropical do mundo, ocupando oito dos nove estados da região, além do norte de Minas Gerais, e é constituído na sua maior parte pelo bioma Caatinga. Estimulada enquanto política de desenvolvimento rural a partir da década de 70, a agricultura irrigada já está instalada em cerca de 600 mil ha da região. Áreas situadas naquela região, aparentemente improdutivas pela falta de chuvas (Figura 1c), estão se transformando em polos produtores de frutíferas de excelente qualidade (Figura 2), gerando impostos, trabalho e renda para muitas famílias. Mais de 90 % das exportações brasileiras de manga e uva são produzidas no semiárido.



Figura 1. A) Erosão e degradação do solo; B) Dust Bowl-Dallas, South Dakota (USA) em 1936; C) Solo e paisagem do semiárido brasileiro.



Figura 2. Exemplo de frutas produzidas no semiárido brasileiro.

FONTE: EMBRAPA (2014)

A adoção de práticas conservacionistas, que permitam o controle da erosão e a manutenção e, ou, elevação dos seus teores de matéria orgânica do solo, é de fundamental importância para a fertilidade dos solos (Barros & Comerford, 2002). No Brasil, o sistema de plantio direto tem contribuído para atingir esses objetivos.

Barros & Comerford (2002) relatam que a manutenção da qualidade do solo é vital para se atingir a sustentabilidade, e atender a demanda crescente de produtos, bens e serviços ambientais. Por isso, com o crescente aumento da população humana mundial, com consequente aumento pela demanda por alimentos, torna-se imperativo o aumento de produtividade das culturas, por meio do manejo sustentável, como a melhoria da fertilidade dos solos, assim aliando sempre a preservação ambiental com a lucratividade do setor agrícola e florestal.

LITERATURA RECOMENDADA

BARROS, N. F.; COMERFORD, N. B. Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical. In: ALVAREZ V., V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, SBCS, 2002. v.2. p.487-592.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. The Nature and Properties of Soils. Thirteenth edition, Prentice Hall, NJ, 2002. 960p.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. R. Bras. Ci. Solo, 27:743-753, 2003.

HILLEL, D. Introduction to environmental soil physics. Elsevier Acad. Press, San Diego, CA, 2004. 494p.

LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, SBCS, 2007. p.1-64.

STOCKMANN, U.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B. How fast does soil grow? Geoderma, 216:48-61, 2014.

WAKATSUKI, T.; RASYIDIN, A. Rates of weathering and soil formation. Geoderma, 52:251-263, 1992.

EMBRAPA. Notícias. Link: <http://www.embrapa.br/imprensa/noticias/2013/julho/2a-semana/2018o-semiarido-pode-produzir-e-viver-com-mais-qualidade2019-diz-presidente-da-embrapa/> acessado em 27 fev 2014.



CAPÍTULO 14

Índices de Qualidade do Solo

Wanderley José de Melo
Gabriel Maurício Peruca de Melo
Valéria Peruca de Melo
Marcela Midori Yada

1. INTRODUÇÃO

A população mundial cresce a cada instante, e hoje já atinge mais de 7 bilhões de habitantes, havendo necessidade da produção de alimentos e bens de consumo para atender a essa demanda crescente e cada vez mais exigente.

O aumento na produção de alimentos e de bens de consumo requer a incorporação de novas áreas ao sistema produtivo ou a recuperação de áreas que foram degradadas por manejo inadequado do solo, por mineração ou

por processos naturais como enchentes, erupções vulcânicas, terremotos. Requer, também, que as áreas cultivadas e ainda férteis tenham a sua fertilidade mantida.

A produção de alimentos, fibras e outros produtos, por mais tecnificada que seja, causa degradação do solo pela perda de matéria orgânica e nutrientes, pela erosão, pela compactação, pela salinização, pela impermeabilização. E a recuperação de um solo degradado nem sempre é tarefa simples e de baixo custo, de tal modo que, evitar os processos degradativos no uso do solo, é uma necessidade imperiosa.

O uso sustentável dos recursos do solo envolve o conhecimento de três fatores: as características do solo, as condições ambientais (clima, hidrologia, dentre outros) e a finalidade do uso da terra. Com base neste conhecimento é possível estimar os riscos de degradação

O solo é um ambiente complexo, em que o sistema radicular das plantas, macro, meso e micro-organismos disputam o oxigênio, a água e os nutrientes disponíveis. A interação entre os fatores físicos, químicos e biológicos do solo é que vai definir seu potencial para sustentar o crescimento e a produção das plantas. Quando essa interação começa a se tornar desfavorável para que o solo desempenhe suas funções em benefício do homem ou do ambiente, ele está entrando em um processo de degradação. No processo reverso, quando se planeja recuperar um solo degradado, o que se pretende é restaurar os atributos que levaram o solo à degradação, e há necessidade de avaliar se as intervenções aplicadas ao sistema estão sendo bem sucedidas. Em ambos os casos, há necessidade de se definir critérios que evidenciem as alterações o mais cedo possível, de modo a permitir a adoção de providencias para estancar e reverter o processo de degradação ou alterar o planejamento em um programa de recuperação. Entre os critérios estão os chamados índices de qualidade e de sustentabilidade, que serão abordados neste capítulo.

2. QUALIDADE E SAÚDE DO SOLO

O solo, como resultado das alterações de uma rocha nas condições reinantes em um determinado ambiente, por si só, já pode apresentar uma gama de atributos diferentes em função da composição da rocha e das condições climáticas durante sua gênese (Figura 1).

O solo pode desempenhar diferentes funções, como produzir alimentos, fibras e energia, sustentar a estrutura de um edifício, funcionar como parques e jardins, arenas para competições. Para cada função que se deseja

explorar, é necessário que o mesmo apresente um conjunto de atributos específicos, adequadamente manejados, de tal forma que nem o solo nem o ambiente sejam alterados de forma negativa. Para isso são necessárias avaliações periódicas da qualidade do solo (QS) e de índices de qualidade do solo (IQS) e índices de sustentabilidade do solo (ISS).

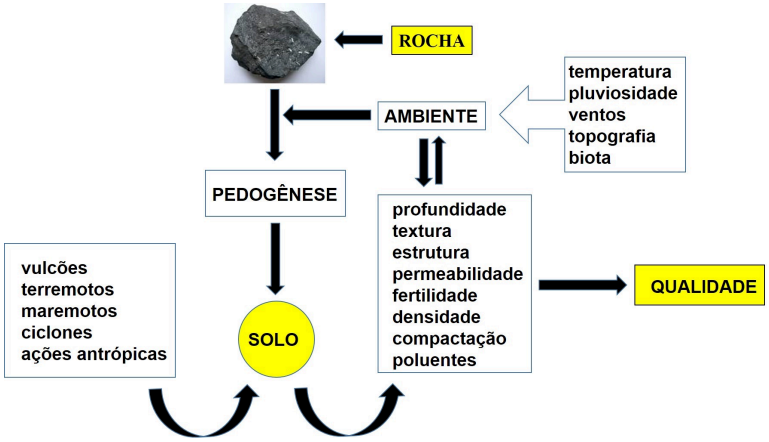


Figura 1. A interação entre rocha e ambiente dá origem a solos com atributos diferentes.

O primeiro conceito de QS aceito foi o proposto pela FAO (1976), que considerava QS como um atributo complexo, que influencia de forma distinta a disponibilidade do solo para um uso específico. Era um conceito muito amplo para ter aplicação prática.

Nos anos 80, o conceito de QS esteve associado à preocupação com a Agricultura Sustentável (NRC, 1989). No Canadá, o programa Canadian Soil Quality Evalation foi o primeiro esforço nacional com foco em índices par avaliar QS. O interesse no tema cresceu ainda mais com a publicação no livro Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture (NRC, 1993).

Doran & Parkin (1994) definem a qualidade do solo como a capacidade de manter a produtividade biológica, a qualidade ambiental e a vida vegetal e animal saudável na face da terra.

A qualidade do solo está ligada à capacidade de realizar funções em benefício do homem e do ambiente. Entre essas funções, a Comunidade Europeia (CE) considera a produção de biomassa, o armazenamento, a filtragem e transformações da água e nutrientes, a hospedagem da biodiversidade, o suporte para a maioria das atividades humanas, o fornecimento de materiais frescos, o estoque de carbono e o armazenamento da herança de materiais geológicos e arqueológicos (EC, 2006).

De maneira bem simplificada, pode-se dizer que qualidade/saúde do solo é a capacidade de atender ao que dele a população espera num dado momento. Assim, a qualidade para a produção agrícola é totalmente diferente da qualidade para a sustentação de um edifício.

Em termos agronômicos, qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de produzir alimentos, fibras, energia e outros produtos importantes para a vida humana. De modo mais amplo, é a capacidade do solo de prestar serviços à sociedade e ao meio ambiente, incluindo produção de biomassa, armazenar, filtrar e transformar nutrientes, substâncias e água, sustentar a biodiversidade com suas espécies e genes, fornecer o ambiente físico e cultural para as atividades humanas, ser fonte de matéria prima, funcionar como estoque de carbono e ser o arquivo de herança geológica e arqueológica (Tóth et al., 2007).

A QS é um reflexo das interações entre os atributos físicos, químicos, biológicos e bioquímicos, afetadas pelas condições do ambiente externo (clima, hidrologia), pelas ações antrópicas e por outros fenômenos naturais (Figura 2).

O que define a qualidade de um solo é um conjunto de propriedades que regulam a função a ser explorada e não apenas um único ou um par de atributos (Gregorichi, 1996). Assim, a qualidade do solo para a produção de alimentos é a capacidade do mesmo em permitir o desenvolvimento adequado da planta objeto da exploração agrícola, garantindo sua produtividade.

Em tempos não muito remotos, considerava-se que um solo quimicamente rico era um solo com alta qualidade, porque teria a capacidade de fornecer os nutrientes para o crescimento vegetal e a produção agrícola. Entretanto, o conceito de qualidade do solo evoluiu e, num entendimento holístico, não basta que o solo apresente alta fertilidade para que seja considerado produtivo, devendo incorporar outros atributos como boa estruturação, diversidade de organismos (Zilli et al,, 2003).

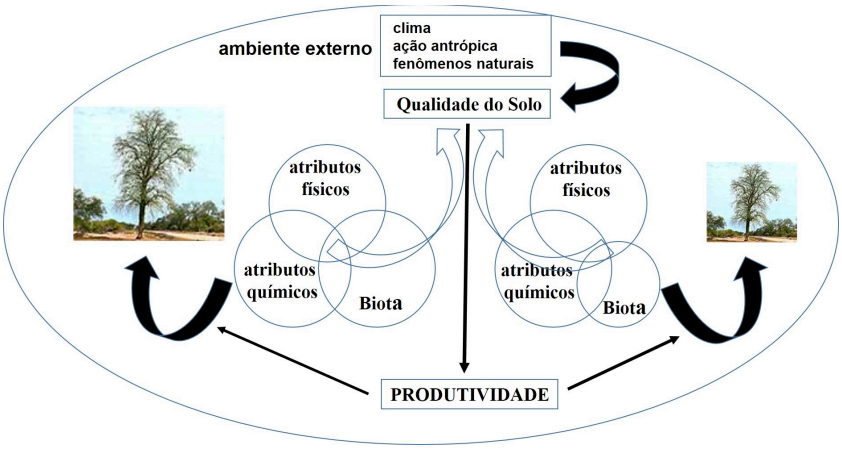


Figura 2. Efeito da qualidade do solo na produtividade agrícola.

Solos com melhor qualidade não apenas produzirão mais alimentos, fibras e energia, mas também desempenharão papel fundamental na estabilidade dos ecossistemas naturais, melhorando a qualidade do ar e da água.

Larson & Pierre (1991) consideram que a avaliação da QS para fins agrícolas não mais deveria ser baseada em produtividade, pois isso levou à degradação do solo no passado.

Muitos outros conceitos de QS podem ser encontrados na literatura. O importante é que, adotando um dos conceitos, é fundamental conhecer os atributos que atuam no sentido de garantir ao solo melhor ou pior qualidade, uma vez que é da interação entre eles e com o meio ambiente que resultará num determinado nível de qualidade.

3. ATRIBUTOS QUE AFETAM A QUALIDADE DO SOLO

A QS depende da interação entre os atributos físicos, químicos, biológicos e bioquímicos, afetados a curto, médio ou longo prazo, pelos fatores ambientais (clima, hidrologia, dentre outros), pelas atividades antrópicas e pelos fenômenos naturais (inundações, terremotos, erupções vulcânicas, tempestades de areia).

Escolhida a função do solo a se explorar, a QS será definida pela combinação de dois ou mais de seus atributos, avaliados individualmente, e que pode ser representado por um valor em uma escala arbitrária, denominado IQS. Dificilmente a QS dependerá de um único de seus atributos.

3.1. Atributos físicos de qualidade do solo

A qualidade física dos solos (QFS) é um importante elemento de sustentabilidade, constituindo área de estudo em contínua expansão (Karlen et al., 1994).

Entre os atributos físicos que influem na QS são profundidade, textura, estrutura, densidade, resistência à penetração, porosidade, permeabilidade, capacidade de retenção de água, condutividade hidráulica e estabilidade de agregados (Figura 1).

As propriedades físicas atuam de forma indireta na QS, afetando os processos químicos e biológicos que definem o nível de fertilidade do solo e possíveis impactos ambientais. A relação água/ar, afetada pela textura e estrutura, por exemplo, define condições de aerobiose ou anaerobiose, causando a predominância de reações de oxidação ou redução, de organismos aeróbios ou anaeróbios. Em condições de anaerobiose, o Fe se encontra na forma de Fe^{2+}, que pode ser absorvido pelas plantas, enquanto em condições aeróbias, o nutriente encontra-se na forma de Fe^{3+}, que as plantas não absorvem. Em meio aeróbio, predominam micro-organismos que oxidam o N-amoniacal a N-nitrato, forma facilmente lixiviada com potencial para contaminação de águas subterrâneas. Em condições anaeróbias, predominam micro-organismos que reduzem o N-nitrato a N-N_2O, forma gasosa que se desprende para o meio exterior e causa forte efeito estufa.

3.1.1. Profundidade

A profundidade ou espessura (distância entre a superfície e a rocha não intemperada) depende da idade do solo e da intensidade com que atuaram os agentes que atuam na pedogênese. É um atributo de grande importância para o estabelecimento de culturas.

Solos jovens, como Neossolo Litólico, são rasos, enquanto solos velhos, como os Latossolos, são profundos.

O manejo do solo pode afetar a profundidade efetiva para o desenvolvimento das plantas. No sistema convencional de cultivo, envolvendo arações e gradagens, o disco do arado ou da grade pressiona o solo na área de contado solo-disco, formando uma camada adensada (pé-de-arado), que dificulta o desenvolvimento do sistema radicular e a penetração da água no perfil do solo, diminuindo a profundidade efetiva (Figura 3).

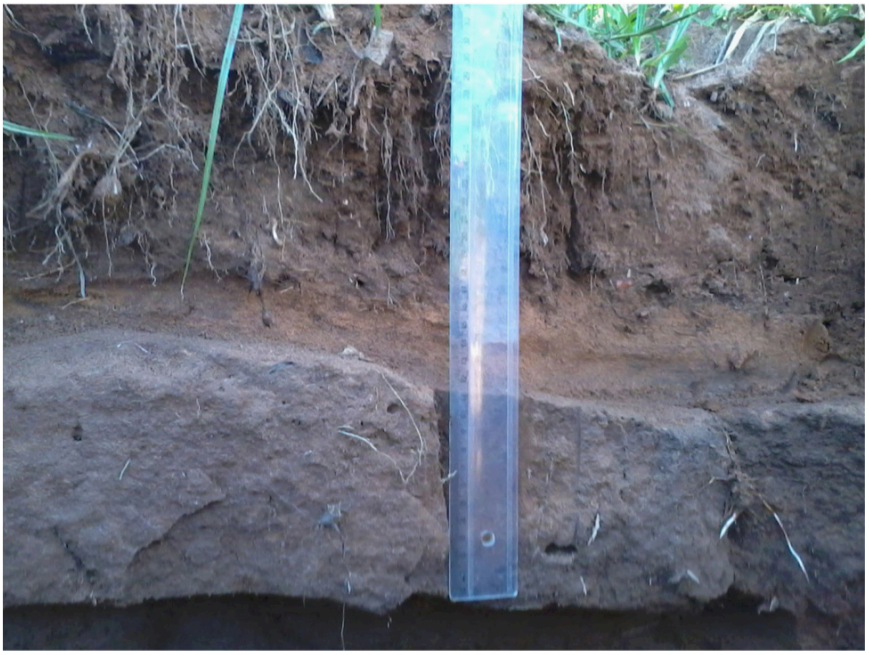


Figura 3. Formação do pé-de-arado.

FOTO: Ubajara Cesare Mozart Proença

A profundidade efetiva também pode ser limitada por impedimento químico. Elementos como o Al^{3+} podem migrar da superfície para uma dada profundidade, onde se acumulam e causam dificuldade ao desenvolvimento do sistema radicular.

3.1.2. Textura e estrutura

Há um grupo de propriedades do solo que estão relacionados com a textura e a estrutura: compactação, densidade, porosidade, condutividade hidráulica, capacidade de retenção de água (CRA) e permeabilidade.

A textura do solo diz respeito ao tamanho das partículas que o constituem, enquanto a estrutura diz respeito ao modelo como essas partículas estão organizadas. São propriedades que têm estreita relação com outras como capacidade de retenção de água, permeabilidade e influenciam fortemente a resistência à erosão. Um solo argiloso e pouco estruturado apresenta dificuldade para penetração da água no perfil do solo, dificultando o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Tende a haver predominância de microporos e de um ambiente anaeróbio na presença da água.

A textura do solo é uma das propriedades mais estáveis, sendo modificada levemente pelo cultivo e outras práticas que ocasionam a mistura de diferentes camadas.

A agregação é a união de partículas do solo por um agente cimentante, como a MOS. A forma como as partículas do solo estão agregadas define a sua estrutura.

Solos com boa estrutura são mais resistentes à impermeabilização, que dificulta a penetração da água. Favorecem o contato com a semente e seu umedecimento, facilitando a germinação e um estabelecimento mais uniforme da cultura.

A compactação consiste no adensamento do solo com aumento da densidade. É causada por pressões externas aplicadas ao solo, como a movimentação de tratores e outros implementos agrícolas. A compactação destrói a estrutura e provoca diminuição na porosidade. O solo compactado dificulta a penetração da água, favorecendo a erosão. Dificulta, também, o estabelecimento do sistema radicular, provocando maior gasto energético para o seu desenvolvimento e até a morte da planta. É um dos grandes problemas da agricultura contemporânea, que faz uso intensivo da mecanização.

A avaliação da resistência do solo à penetração é uma técnica usada para estimar o nível de compactação do solo.

A densidade do solo depende do tipo das partículas que o constituem e de como elas estão agregadas, sendo uma das propriedades físicas mais dinâmicas do solo.

O conhecimento da porosidade total não é tão importante como conhecer a distribuição do tamanho dos poros. Uma porosidade ideal, com ampla variação de diâmetros, é fator-chave na fertilidade do solo pois influi nas relações entre drenagem, teor de água disponível, absorção de nutrientes, penetração de raízes, aeração e temperatura (Rezende, 1997).

A diminuição de macroporos pode ocorrer devido à pressão de máquinas agrícolas; à compressão do ar dos microporos dos agregados durante o re-umedecimento do solo, à força cinética da gota da chuva, à aração profunda e ao baixo conteúdo de matéria orgânica e nutrientes.

A condutividade hidráulica é uma propriedade que descreve a capacidade em transmitir água e depende da geometria dos poros e das propriedades do fluido. As propriedades dos fluidos que afetam diretamente a condutividade hidráulica são a viscosidade e a densidade.

A capacidade de retenção de água (CRA) de um solo é influenciada pela textura, estrutura, teor de matéria orgânica e composição mineralógica. Nem toda água retida pelo solo é disponível para as plantas. A água disponível depende da força com que é retida pela matriz do solo.

3.2. Atributos químicos da qualidade do solo

3.2.1. Nutrientes das plantas

Para se desenvolver e produzir, as plantas necessitam de água, gás carbônico e nutrientes que podem ser exigidos em quantidades maiores (macronutrientes) ou menores (micronutrientes). Os macronutrientes são N, P, Ca, Mg, S, e os micronutrientes, Cu, Fe, Mn, Zn, B e Mo. Alguns autores já consideram o Ni como micronutriente, uma vez que participa da constituição da urease.

A produtividade de um solo depende de sua capacidade em suprir água e nutrientes para as plantas.

A rocha de origem do solo, o processo de gênese a que foi submetido e seu uso pelo homem definem a quantidade de nutrientes disponíveis. Em regiões sob clima tropical e subtropical, os solos encontram-se altamente intemperizados, com predominância de óxidos de ferro, alumínio e manganês. Nestas condições, a matéria orgânica desempenha papel de fundamental importância, aumentando a CTC e funcionando como fonte de nutrientes para as plantas.

É importante considerar que não é suficiente o nutriente estar presente no solo. Ele deve estar em forma que possa ser absorvido pela planta. O P, por exemplo, pode estar presente na forma de fosfato de cálcio ou de alumínio, que não são formas assimiláveis pelas plantas. Nestas condições, a produtividade esperada é baixa, o mesmo ocorrendo com o IQS em relação ao potencial produtivo. A QS depende, então, da disponibilidade com que os nutrientes das plantas se apresentam no agro-ecossistema.

Até o momento, os limites para avaliação da QS em relação aos nutrientes das plantas são pouco precisos, com intervalos muito amplos entre as categorias e ainda sem valores para todos os nutrientes (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1.
Intervalos para P extraído pelo método da resina de troca iônica em solos.

Nível	P_{resina} / mg dm^{-3}			
	Florestas	Perenes	Anuais	Hortícolas
Muito baixo	0-2	0-5	0-6	0-10
Baixo	3-5	6-12	7-15	11-25
Médio	6-8	13-30	16-40	26-60
Alto	9-16	31-60	41-80	61-120
Muito alto	>16	>60	>80	>120

FONTE: Raij et al. (1996)

Tabela 2.
Intervalos para alguns macro e micronutrientes de plantas em solos.

Nível	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$S\text{-}SO_4^{-2}$	Cu^{2+}	Fe^{2+}	Mn^{2+}	Zn^{2+}	B*
	$mmol_c\ dm^{-3}$			$mg\ dm^{-3}$					
muito baixo	0,0 - 0,7	-	-	-	-	-	-	-	-
baixo	0,8 - 1,5	0 - 3	0 - 4	0 - 4	0,0 - 0,2	0 - 4	0,0 - 1,2	0,0 - 0,5	0,0 - 0,2
médio	1,6 - 3,0	4 - 7	5 - 8	5 - 10	0,2 - 0,5	5 - 12	1,3 - 5,0	0,6 - 1,2	0,21 - 0,60
alto	3,1 - 6,0	> 7	> 8	> 10	> 0,5	> 12	> 5,0	> 1,2	> 0,60
muito alto	> 6,0	-	-	-	-	-	-	-	-

* solúvel em água quente.

Fonte: Raij et al. (1996).

3.2.2. Atributos de fertilidade do solo

As determinações para avaliar o nível de fertilidade de um solo incluem pH, MO, os teores de P, K, Ca, Mg e H+Al avaliados no extrato obtido por um determinado extrator. Como atributos calculados são usados a saturação por bases (V%), a saturação em Al, a soma de bases (SB) e a capacidade de troca catiônica (CTC).

O pH é um importante fator na produção agrícola, influindo na disponibilidade de nutrientes e afetando a atividade de micro-organismos que atuam na ciclagem dos nutrientes. Também condicionam o desenvolvimento de micro-organismos fitopatogênicos. Em meio ácido, os micronutrientes, com exceção do molibdênio, encontram-se em forma solúvel, e os fungos são favorecidos neste pH.

A MOS refere-se a todo material de natureza orgânica, cuja origem não pode mais ser identificada, incluindo as frações leves, a biomassa microbiana, substâncias orgânicas solúveis em água e a matéria orgânica estabilizada, comumente denominada de substâncias húmicas (Stevenson, 1994).

Segundo Reichert et al. (2003) é um dos melhores indicadores de QS, pois se relaciona com inúmeras propriedades físicas, químicas e biológicas.

A decomposição dos resíduos orgânicos e, por conseguinte, o conteúdo da matéria orgânica do solo, é regulada pelo sistema de manejo, pelas características da comunidade microbiana e pelo ambiente onde o processo ocorre (Stevenson, 1994).

Em solos de regiões tropicais e subtropicais, em que os minerais de argila estão no final da escala de intemperização, com predominância de minerais de grade 1:1, como a caulinita e a gibsita, a MOS desempenha papel de fundamental importância na capacidade de troca de cátions e no fornecimento de nutrientes para as plantas através do processo de mineralização, em que formas orgânicas, não absorvidas pelas plantas, são transformadas em formas minerais, como amônio, nitrato, fosfato, sulfato, prontamente absorvíveis. A matéria orgânica atua também na estruturação do solo, melhorando suas propriedades físicas.

Embora os atributos de fertilidade do solo sejam importantes na avaliação de seu potencial produtivo, servindo de base para o planejamento de operações como a calagem e a adubação, a não ser em casos excepcionais, como forte erosão, são atributos que variam de forma gradual com o tempo e as condições de uso e manejo do solo, o que consome tempo razoável para identificar uma perda ou um ganho de qualidade. Esta variação lenta é agravada pelos limites ainda grandes para que um determinado atributo mude de classe (Tabelas 1 e 2).

3.2.3. Elementos e substâncias tóxicas

O manejo do solo para produção de alimentos, fibras, energia e outros bens exige o controle de pragas e doenças, assim como a correção da acidez do solo e das deficiências em nutrientes.

Os insumos agrícolas podem levar na sua constituição metais pesados e outros componentes tóxicos aos organismos do solo, causando diminuição em sua atividade. Também podem ser tóxicos às plantas, que ao os absorverem podem ter diminuído seu potencial produtivo.

A tentativa de aumentar o teor de MOS, de fornecer nutrientes para as plantas e a necessidade de destinação dos resíduos gerados pela atividade humana levam à aplicação de resíduos como o lixo urbano e o lodo de esgoto em áreas agrícolas. Estes resíduos também podem conter na sua composição metais pesados e outros componentes tóxicos como Aldrin, Clordane, Dieldrin, Endrin, Heptaclor, Heptaclorbenzeno, Mirex, Toxafeno, Bifenilas Poliacrlradas - PCBs, DDT, BHC, Hexaclorobenzeno, Dioxinas.

A contaminação do solo com metais pesados e outras substâncias tóxicas constitui mecanismo de diminuição de sua qualidade.

3.3. Atributos biológicos da qualidade do solo

Alguns atributos biológicos do solo, como a biomassa microbiana (BMS), a atividade de desidrogenases, a respiração basal e o quociente metabólico são atributos importantes na avaliação da QS.

A BMS é o componente vivo da MOS. Sua avaliação é útil para obter informações sobre mudanças nas propriedades do solo causadas por cultivos ou por devastação de florestas, assim como para avaliar o efeito de programas de recuperação dos solos degradados e os efeitos da contaminação com poluentes. Ela funciona como um depósito temporário de C e de nutrientes.

É um atributo que depende de outras propriedades do solo como pH, teor e qualidade da MOS, nível de fertilidade, textura, estrutura, porosidade, compactação, teor de umidade, temperatura, dentre outros.

A adição ao solo de resíduos ricos em C fornece energia para o crescimento e multiplicação dos micro-organismos do solo, o que resulta em aumento na BMS, desde que não haja deficiência de outros nutrientes e que o resíduo não apresente na sua composição elementos tóxicos, como metais pesados.

Um processo que reflete a atividade biológica do solo é a respiração basal (RBS), ou seja, a produção de CO_2 por unidade de massa e de tempo pelos micro-organismos do solo com o consumo de O_2. Em condições de anaerobiose, o produto do metabolismo do C é o gás metano, e os micro-organismos usam íons inorgânicos como aceptores finais de elétrons, causando a redução de formas disponíveis de N e de S, como os íons nitrato e sulfato, a formas não disponíveis, nitrito e sulfeto.

O aumento da RBS precisa ser interpretado com cuidado, pois pode representar um aumento na produção de CO_2, como consequência do aumento da BMS, ou do aumento de seu metabolismo, sem aumento na BMS, como resultado de um estresse negativo. Tal fenômeno pode ser esclarecido através do quociente metabólico (qCO_2), que vem a ser o quociente entre a RBS e a BMS. O aumento no qCO_2 é um sinal de estresse negativo, ou seja, está havendo aumento na respiração por unidade de biomassa microbiana. A BMS está aumentando seu metabolismo para superar fatores antagônicos.

A mesma intepretação deve ser feita com relação à atividade de desidrogenases, enzimas que catalisam as reações de oxidação dos substratos orgânicos adicionados ao solo.

3.4. Atributos bioquímicos de qualidade do solo

A manutenção do estado vital exige que as reações no interior da célula ocorram em velocidade compatível com as exigências momentâneas do indivíduo. Para tal, as reações que integram as diferentes vias metabólicas são moduladas por enzimas, que aceleram ou retardam a velocidade das reações, de modo a atender às necessidades do organismo. Essas enzimas recebem a denominação de biônticas ou endo-enzimas, por estarem no interior das células.

Quando ocorre a morte da célula e a lise da membrana celular, as endo-enzimas são liberadas para o ambiente do solo. As enzimas liberadas podem manter sua atividade ao serem complexadas por coloides orgânicos e inorgânicos, que as protegem por algum tempo da ação de proteases. Essas enzimas recebem a denominação de abiônticas, por não estarem no interior da célula viva.

Para a utilização de substratos de elevado peso molecular, como amido e proteínas, os micro-organismos produzem enzimas que ficam ligadas externamente à parede celular ou são excretadas para o meio ambiente, as quais recebem o nome de exo-enzimas. Algumas enzimas, como a arilsulfatase, são encontradas tanto no interior como no exterior da célula, enquanto as fosfatases ácida e alcalina encontram-se apenas no exterior da célula (Figura 4).

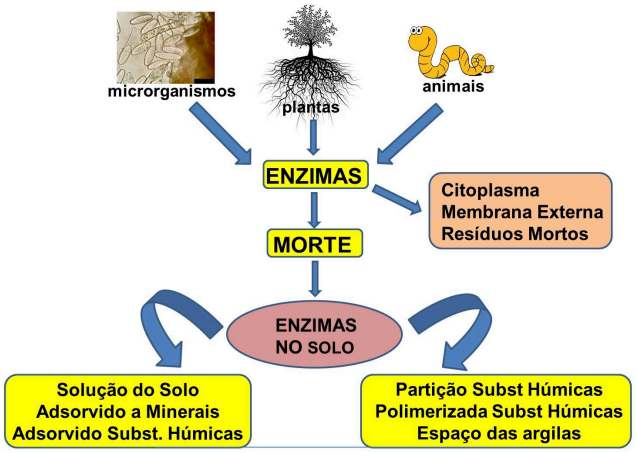


Figura 4. Origem e localização das enzimas no ambiente do solo.

Melo et al. (1998) observaram que a atividade da urease se manteve em amostras de Latossolo armazenadas em temperatura ambiente por mais de um ano, mas também já se observou atividade de uease em amostras de solo armazenadas por 80 anos (Skujins & McLaren, 1969). Desta forma, ao se avaliar a atividade de uma enzima no solo, não se sabe o momento em que a mesma foi sintetizada. Contudo, são atributos que sofrem variação rápida em função do tipo de uso e manejo do solo, funcionando como bons indicadores de QS.

4. ÍNDICES DE QUALIDADE DO SOLO (IQS)

Tendo em vista a necessidade de se manejar o solo para uso de uma de suas funções, e conhecendo os atributos do solo a explorar, há necessidade de se definir índices que permitam dimensionar o manejo a ser adotado de modo que a atividade seja econômica e sustentável. Os índices são vistos como ferramentas com a finalidade de alertar sobre os riscos de insustentabilidade em um determinado manejo (Karlen et al., 2008). Com base nos conceitos de QS, pesquisadores têm procurado criar IQS que permitam refletir o potencial do solo para um determinado uso e os riscos de degradação avaliados pela QS influenciada pelo uso e manejo adotados.

Selecionar os atributos do solo a serem considerados e agrupá-los em um índice que permita a avaliação e o acompanhamento do manejo selecionado não tem sido tarefa fácil e vários pesquisadores e entidades governamentais têm tentado a elaboração de um modelo com tal finalidade.

Índices de qualidade do solo são conceitos muito discutidos pela comunidade que estuda ciência do solo, porque muitos acreditam que tais índices são muito generalizados e simplificados dentro da complexidade que é o ambiente do solo (Letey et al., 2003).

Um IQS deve ter a capacidade e a sensibilidade para medir e avaliar atributos e processos do solo que interfiram na sua atividade biótica. Deve ser acessível a muitos usuários, sensível a mudanças em função do manejo e do clima e, sempre que possível, disponível em banco de dados (Andrews et al., 2004).

Os IQS podem ser divididos em dois componentes: qualidade inerente, que inclui os atributos que definem a capacidade de realizar funções específicas que não se alteram com o tempo, e qualidade dinâmica ou instável, que incluem os atributos que variam com o tempo e com o manejo adotado, como os atributos biológicos (Lanna, 2002).

Diante das múltiplas funções que o solo apresenta, três exigências básicas devem ser atendidas no processo de avaliação e monitoramento da sua qualidade: 1) definir de forma adequada a função ou finalidade a que se destina a avaliação; 2) estabelecer, entre a multiplicidade de atributos físicos, químicos e biológicos, aqueles que são estratégicos para cada função do solo e definir a forma como integrá-los; 3) definir critérios específicos para a interpretação dos dados dos atributos selecionados de forma a permitir estimativas confiáveis da QS para cada função (Doran & Parkin, 1994).

Assim, a QS deve ser estimada pela observação ou estimativa de diferentes propriedades ou processos, e que nenhum atributo isoladamente tenha o potencial de ser um IQS. Isto significa que quantificar QS não é tarefa fácil, já que ela depende das relações existentes entre os diferentes atributos, assim como das interações destes com o ecossistema e da finalidade da avaliação. Segundo a Comunidade Europeia (EC, 2006), as principais causas de perda de funcionalidade do solo são: 1. perda de MO; 2. erosão; 3. compactação; 4. salinização; 5. deslizamento de terra; 6. inundações; 7. contaminação; 8. impermeabilização.

Na década de 90, foi publicado o primeiro IQS, que se baseava em carta de escores. Tais cartas visavam criar uma consciência sobre solos e ajudar leigos a melhorá-los. Foram desenvolvidos kits para avaliar a QS e promover entendimento de como as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo variavam com o tempo e de um local para outro (Sarrantonio et al., 1996). Os kits se baseavam em avaliações de capacidade de infiltração da água, densidade, respiração em capacidade de campo, teor de umidade, capacidade de retenção de água, poros cheios com água, temperatura, pH, condutividade elétrica e teor de N-nitrato.

A USDA-NRCS, reconhecendo a importância da QS, criou o Soil Conditioning Index (SCI), ferramenta para avaliar a tendência do C-orgânico do solo em solo cultivados. O modelo fazia uso de dados de 12 anos de pesquisas regionais (USDA NRCS, 2003). Tinha o defeito de usar apenas um atributo do solo no estabelecimento do SCI.

O Agroecosystem Performance Assessment Tool (AEPAT) é um programa de computador para avaliar a performance agronômica e ambiental de práticas de manejo do solo e da cultura (Liebig et al., 2004). O método transforma os valores obtidos nas avaliações em pontos, que são classificados através de um índice de escores.

O Cornell Soil Health Test (CSHT) foi implantado em 2007 (http://soilhealth.cals.cornell.edu/index.htm). Faz uso de atributos físicos, químicos e biológicos e os valores obtidos são interpretados por meio de regressões

lineares. É sensível às práticas de manejo do solo e das culturas. É consistente e reprodutível, fácil de amostrar e econômico para os laboratórios implementarem.

O modelo SMAF (Soil Management Assessment Frfamework) foi proposto por Andrews et al. (2004). Faz uso de uma base de dados para gerar os indicadores MDS (minimum data set) a partir de 80 perguntas relacionadas com processos do ecossistema e funções. A aplicação do modelo envolve três etapas: 1. seleção dos indicadores; 2. interpretação dos indicadores; 3. integração dos escores atribuídos a cada IQ em um único valor.

5. O MODELO DA COMUNIDADE EUROPEIA

5.1. Conceitos e fórmulas

- Habilidade funcional do solo (HFS): refere-se às funções que o solo é capaz de desempenhar.

$$HFS = (F \times E)_{i,n}/n \qquad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

F = função que o solo vai desempenhar

E = eficiência de cada função

n = número de funções que o solo é capaz de desempenhar

- Resposta das propriedades do solo (RPS): é a resposta das propriedades do solo às ações antrópicas e do ambiente.

$$RPS = \Sigma f_{i,n} (\Sigma CS) \qquad \text{(Equação 2)}$$

Onde:

f = função não linear que descreve a resposta de uma propriedade do solo a um impacto

CS = característica do solo

- Qualidade do solo (QS): é a habilidade do solo em fornecer serviços à sociedade e ao ambiente através de sua capacidade de realizar funções específicas.

- Índice de risco do solo (IRS) – é um indicador do risco de degradação do solo em resposta aos fatores ambientais (clima,, hidrologia, etc) e às ações antrópicas (manejo do solo, mineração, etc.).

$$IRS = RPS \times ID_{i,n} \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde:

RPS = resposta das propriedades do solo

ID = impacto da degradação

- Efeito de degradação acumulada (EDA): é o resultado do estresse acumulado. Representa a extensão do IRS em função do tempo.

$$EDA = IRS \times \Delta t \quad \text{(Equação 4)}$$

Onde:

Δt = tempo de atuação sobre o solo.

- Índice de qualidade do solo (IQS): é um indicador da qualidade do solo em resposta de suas funções às ações de risco.

$$IQS = HFS \times RPS \quad \text{(Equação 5)}$$

- Índice de sustentabilidade do solo (ISS): é um indicador da resistência do solo em alterar suas funções em resposta às ações de risco impostas pelo ambiente e pelas ações antrópicas.

ISS = IQS x (100 – EDA) (Equação 6)

5.2. Avaliação da qualidade e da sustentabilidade do solo

As situações das propriedades do solo e os fatores de risco constituem o foco central do modelo de qualidade do solo da CE.

A espessura da camada de húmus, em alguns casos, pode indicar erosão, enquanto o conhecimento da classe taxonômica, seu material de origem, textura, teor de húmus e outras propriedades em conjunto com informações da área e do clima podem permitir avaliação do risco de novas erosões.

5.3. Integrando produção agrícola e degradação do solo ou do ambiente

A perda de MOS e a erosão estão entre os principais processos de degradação, causando impacto local (perda de fertilidade e de outras funções do solo) e geral (aquecimento global, eutroficação de recursos hídricos, etc). Estes dois tipos de riscos são considerados no exemplo a ser estudado.

Na aplicação do modelo da CE são consideradas três etapas.

- **Etapa 1**

Nesta etapa devem ser considerados HFS e RPS. No caso, HFS = produtividade e RPS = água, nutriente.

Para avaliação da QS de um Haplic Luvisol com 1% de MO e cultivado com trigo nana Hungria, foram considerados a produtividade em resposta ao teor de CO, à adubação nitrogenada e ao clima (efeito sobre a erosão), cujos valores atribuídos foram 57 (Figura 5), 85 (Figura 6) e 60 (Figura 7), respectivamente. A qualidade do solo (QS) foi calculada pela média aritmética dos três valores atribuídos a HFS (57 85, 60), portanto, 67.

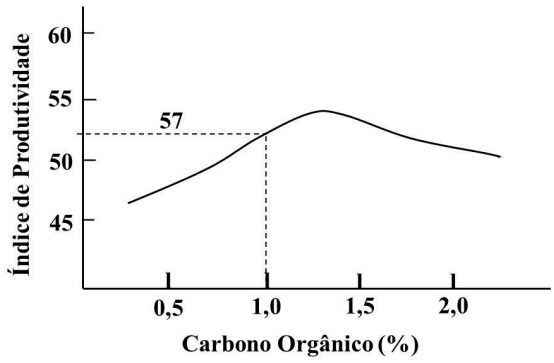


Figura 5. Relação entre o teor de carbono orgânico e a produtividade de plantas de trigo cultivadas em Haplic Luvisol. O eixo Y é uma escala de 0 a 100, obtida com os dados de produção (o maior valor de produção recebe o valor 100, e os demais, valores proporcionais).

FONTE: Tóth et al. (2007)

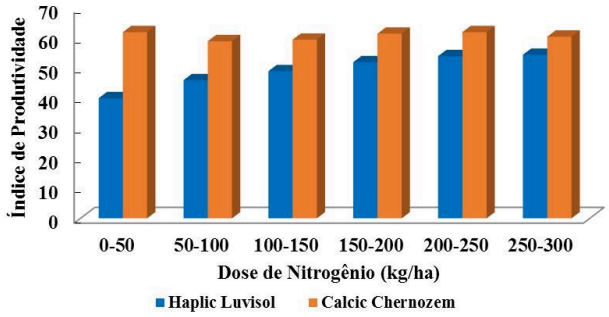


Figura 6. Efeito da fertilização nitrogenada na produtividade de trigo em Haplic Luvisol e Calcic Chernozem.

FONTE: Adaptado de Tóth et al. (2005)

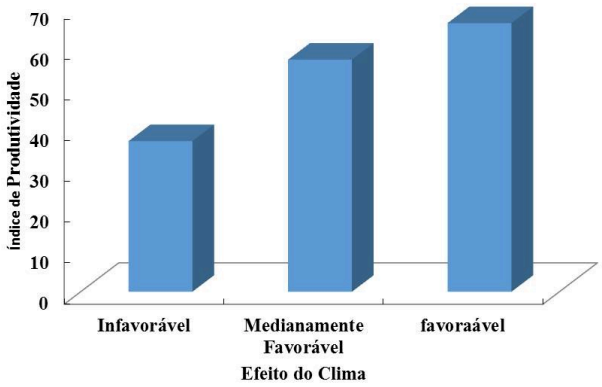


Figura 7. Efeito do clima sobre a erosão e a produtividade de trigo em Haplic Luvisol.

FONTE: Debreczeni et al. (2003)

- **Etapa 2**

Para avaliar EDA, o IRS dos indicadores selecionados devem ser avaliados, considerando o efeito do tempo.

a) RPS = dinâmica do CO

Fator externo de degradação = uso da terra, clima

b) RPS = sensibilidade à erosão

Fator externo de degradação= uso de terra (terreno, clima)

c) Δt expressa a dinâmica de a e b em função do tempo

O índice EDA é calculado com base na erodibilidade e na estabilidade do CO.

A erodibilidade de Livisols sob cultivo de trigo depende principalmente da declividade, textura e clima. Um Livisol argiloso com 5% de declividade e não erodido tem IRS= 78, principalmente devido à declividade. A perda de solo com o tempo é linear, de modo que EDA= 74.

A perda de CO deste solo se deve a dois fatores: 1. erosão devido à declividade; 2. cultivo intensivo do solo. A perda de MOS comparada com outros cultivos indica 40% de perda (valor considerado alto). Assim, o EDA para perda de CO é alto, 80.

A perda de produtividade devido à erosão e perda de CO no solo em estudo pode ser visualizada na Figura 8.

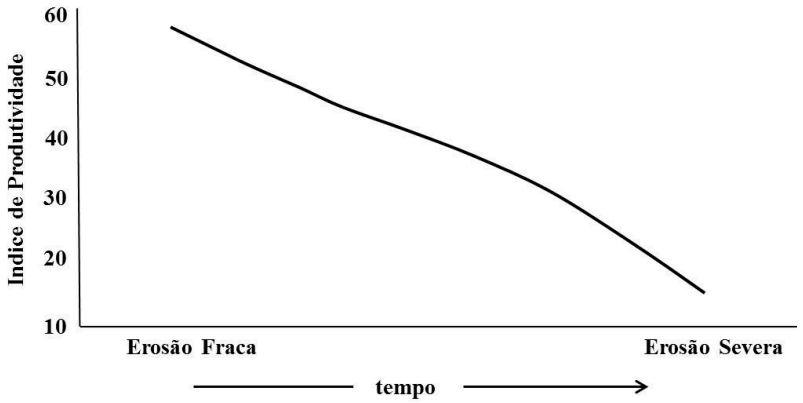


Figura 8. Produtividade em um Haplic Luvisol em função da erosão com o tempo.

FONTE: Tóth et al. (1996)

- **Etapa 3**

O ISS é obtido pela integração das etapas 1 e 2. É calculado com base nos valore de SQ e EDA pela aplicação da equação 6: ISS= 67 x (100-74x80)= 45.

A indicação do ISS é complementada com a informação dos valores de QS e CD, ou seja, ISS= 45 (67, 77).

No estudo apresentado, o ISS calculado indica performance relativamente boa sob o uso atual, porém com alto risco de degradação. Sob o uso atual, o solo é fértil, mas a manutenção de sua fertilidade exige controle de erosão e bom manejo da MOS.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O solo é um bem não renovável, de modo que seu uso para uma determinada função exige cuidados para que não haja degradação com perda de suas funções.

Para inferir se um determinado uso e manejo está sendo eficiente no sentido de proteger o solo da degradação, há necessidade que determinados atributos sejam avaliados em função do tempo, comparando os resultados obtidos com atributo do mesmo tipo de solo e que não tenha sofrido ação antrópica. É importante, também, a formação de banco de dados de atributos de solos que não tenham sofrido alterações provocadas pelo homem.

Com os dados disponíveis e o uso de modelos é possível avaliar a qualidade do solo (QS) e os riscos de degradação frente a um determinado uso e manejo.

Os modelos até então propostos com a finalidade de avaliar a QS envolvem a aplicação de valores às propriedades selecionadas para avaliação, tornando o processo pessoal e exigindo um bom conhecimento de solo de seu aplicador.

Por outro lado, em países pouco desenvolvidos há ainda poucos bancos de dados sobre propriedades físicas, químicas e biológicas de solos que não receberam os impactos de seu uso pelo homem. Ademais, estas análises ainda são caras, dificultando a avaliação dos efeitos do uso do solo sobre sua qualidade.

O grande desafio em relação à QS não está na identificação de um indicador ou na sua avaliação, e sim no planejamento de agro-ecossistemas complexos que privilegiem o cultivo diversificado de plantas. A complexidade

dos ecossistemas é o que faz a diferença para o desempenho eficiente das funções do sistema solo, determinando sua qualidade e a qualidade ambiental.

Ferramentas para avaliação da QS e da sustentabilidade frente a um determinado uso e manejo, como as apresentadas neste capítulo, ainda se encontram em estágios de refinamento.

Observa-se, na literatura, muitos trabalhos com títulos incluindo o termo o termo qualidade do solo, mas na verdade ainda são trabalhos que avaliam um certo tipo de manejo sobre propriedades do solo, sem chegar à obtenção de um IQS ou um ISS pra o tipo de manejo avaliado. Mas contribuirão, sem dúvidas, para a formação de um banco de dados para uso no futuro com sucesso.

LITERATURA RECOMENDADA

ANDREWS, S.S., KARLEN, D.L. CAMBARDELLA, C.A. The soil management assessment framework: A quantitative evaluation using case studies. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:1945-1962, 2004.

DEBRECZENI, B., NÉMETH, T., TÓTH G. Nutrient factor in soil quality assessment. (A földminőség tápanyag tényezője.) In: GAÁL, Z., MÁTÉ, F., TÓTH, G. (eds.). Land evaluation and land use information (Földminősítés és földhasználati információ). Veszprém University, 2003, p. 39-48.

DORAN, J.W., Soil quality and sustainability. Proceedings XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Rio de Janeiro, Brazil, 20–26 de julho de 1997.

DORAN, J. W., & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W., COLEMAN, D. C., BEZDICEK, D. F., STEWARD, B. A(eds.).Defining soil quality for a sustainable environment. Madison: SSSA. American Society of Agronomy, 1994, p.3-21 (Spec.Public,35).

EC (Comunidade Europeia). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities. Brussels, 22.9.2006. 2006.

FAO. A framework for land evaluation. FAO Soils Bulletin 32. Rome, Italy http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/X5310E/X5310E00.htm. 1976. ✓

GREGORICH, E. G. Storage of soil carbon in the light fraction and macro organic matter. In: Carter, M.R. & Stewart, B.A. (eds.). Avances in Soil Science. Structure and Organic Matter Storage in Agriculural Soils. Boca Raton, FL. CRC Press, 1996. p. 167-190.

KARLEN, D.L., WOLLENHAUPT, N.C., ERBACH, D.C., BERRY, E.C., SWAN J.B., EASH, N.S., JORDAHL.J.L. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. Soil Tillage Res. 31:149–167, 1994.

KARLEN, D.L. ANDREWS,S.S., WIENHOLD, B.J., ZOPECK, T.M. Soil Quality Assessment: Past, Present and Future. J. Integr. Biosci. 6(1):3-14, 2008.

LANNA, A.C. Impacto ambiental de tecnologias, indicadores de sustentabilidade e metodologias de aferição: uma revisão. Santo Antonio de Goiás, Embrapa Arroz e Feijão, 2002. 31p.

LARSON, W.E. & PIERRE, F.J.. Conservation and enhancement of soil quality. In: DUMANSKI, J., PUSHPARAJAH, E., LATHAM, M., MYERS, R.. (eds.) Evaluation for sustainable land management in the developing world. Technical papers. Proc. Int. v. 2. Worksh., Chiang Rai, Thailand. 1991. Int. Board for Soil Res. and Management, Bangkok, Thailand.

LETEY, J., SOJKA, R.E., UPCHURCH, D.R., CASSEL, D.K., OLSON, K.R., PAYNE, W.A., PETERIE, S.E., PRICE, G.H., REGINATO, R.J., SCOTT, H.D., SMETHURST, P.J., . TRIPLETT, G.B. Deficiencies in the soil quality concept and its application. J. Soil Water Cons. 58:180-187, 2003.

LIEBIG, M.A., MILLER, M.E., VARVEL, G.E., DORAN, J.W., HANSON, J.D. AEPAT: a computer program to assess agronomic and environmental performance of management practices in long-term agroecosystem experiments. Agron. J. 96:109-115, 2004.

MELO, W.J.; MELO, G.M.P.; MELO, V.P.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. Urease activity as affected by sampling time, sample handling and storage. 16th WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE. Montpellier, França, 20-26/7/1998. In CD Rom.

NRC (National Research Council). Alternative agriculture. Natl. Acad. Press, Washington, D.C, 1989. 448 p.

NRC. (National Research Council). Soil and water quality: An agenda for agriculture. Natl. Acad. Press, Washington, D.C., 1993. 516 p.

RAIJ, B. VAN, CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A., FURLANI, A.M.C. Recomentações de adubação e calagem para o Estado de São Pulo. In: RAIJ, B. VAN, CANTARELLA, H., QUAGGIO, J.A., FURLANI, A.M.C. (eds.) Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Pulo, 2a, Instituto Agronômico, Fundag, Campinas, 1996. p. 1-41.

REICHERT, J.M; REINERT, D.J; BRAIDA, J. A. (2003). Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. Ciência e Ambiente, 27:30-48, 2003.

REZENDE, J.O. Compactação e adensamento do solo, metodologia para avaliação e práticas agrícolas recomendadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Rio de Janeiro, 1997. Anais. Rio de Janeiro,

SARRANTONIO, M., DORAN, J.W., LIEBIG,, M.A., HALVORSON, J.J. On-farm assessment of soil quality and health. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J. (eds.) Methods for Assessing Soil Quality. .SSSA Special Publication No. 49, Soil Science Society of America, Inc., Madison, WI, 1996. p. 83-105.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. New York, John willey & Sons, 1998. 443 p.

TÓTH, G. A new method of quantitative expression of erosional soil productivity loss - Case study of the Balaton region. Department of Environmental Sciences and Policy. Budapest, Hungary, Central European University. 1996. (dissertação de mestrado).

TÓTH, G., MÁTÉ, F., MAKÓ, A. Soil attribute parameterization for plant-specific evaluation of cropland productivity Hungary. communications in soil science and plant analysis, 36(3-4), 2005.

TÓTH, G., STOLBOVOY, V. AND MONTANARELLA, L. Soil Quality and Sustainability Evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union. EUR 22721 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 2007. 40p.

USDA-NRCS. Interpreting the Soil Conditioning Index: A tool for measuring soil organic matter trends, 2003. Available online at: http://soils.usda.gov/SQI/management/files/sq_atn_16.pdf (acesso em 21072008).

ZILLI, J. E., RUNJANEK, N.G., XAVIER, G.R., COUTINHO, H.L.C., NEVES, N.C.P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. Cadernos de Ciência e Tecnologia, 20(3):391-411, 2003.

Boxe Temático

O solo é um patrimônio não renovável, motivo pelo qual há que se usá-lo de forma sustentável

Wanderley José de Melo
Marcela Midori Yada

No passado, o uso do solo para produção de alimentos, fibras, energia e outros bens de forma indiscriminada, sem cuidados com a degradação pela remoção de nutrientes pelas cultura, por processos erosivos não controlados e por contaminação com metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas, levou a uma imensa extensão de solos inférteis (Figura 1). O mesmo ocorreu com a atividade de mineração e outros usos do solo, como aterros sanitários, lixões (Figura 2).

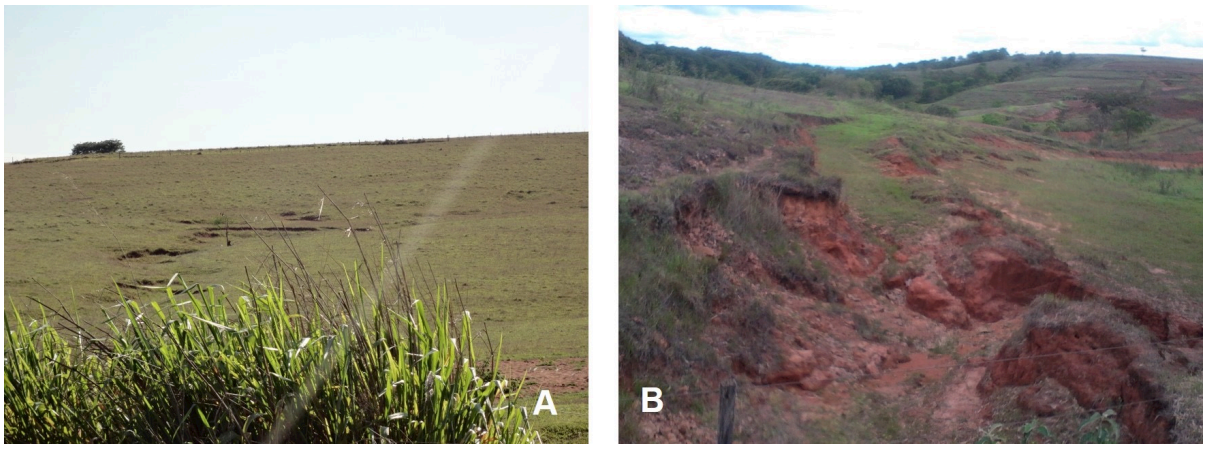


Figura 1. Pastagem degradada por exaustão e erosão (A) e por erosão severa (B).

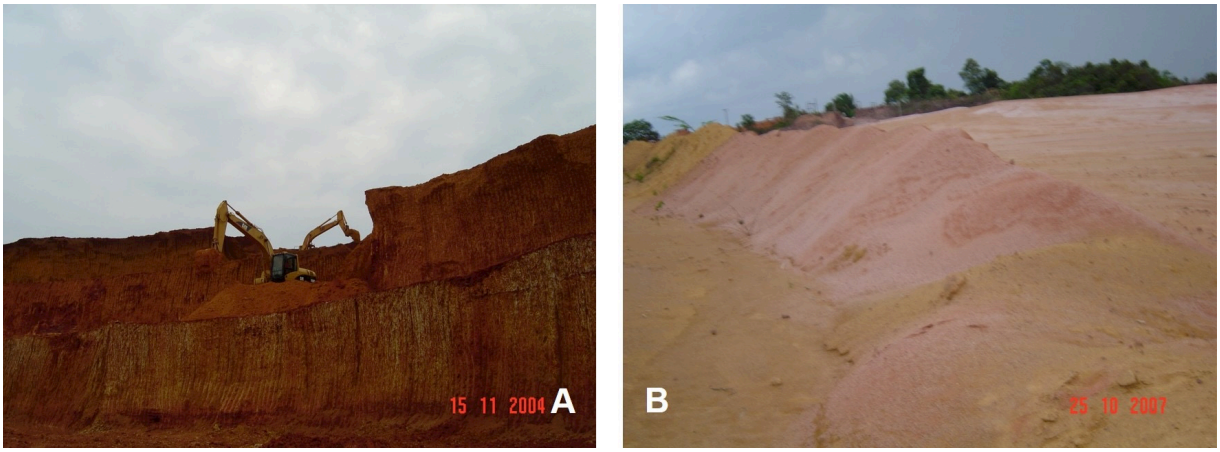


Figura 2. Solo degradado por atividade de mineração. A. extração do minério. B. Preenchimento das valas formadas pela extração do minério com o rejeito da própria extração.

Nos dias atuais, cresce a cada momento a preocupação com a sustentabilidade, ou seja, o uso do solo para diferentes benefícios para o homem deve ser feita sem afetar sua qualidade ou saúde, assim como não causar danos ao ambiente. A preocupação é tal que na área de expansão agrícola que ocorre atualmente no oeste do Estado da Bahia, no Município de São Desidério, para a implantação do plantio de milho, soja e algodão há necessidade de uma licença ambiental.

O crescimento populacional exige aumento na produção de alimentos, fibras e energia para atender às necessidades do homem, o que pode ser feito com a incorporação de novas áreas ao sistema produtivo ou com a recuperação de áreas já degradadas pelo uso incorreto do solo no passado. Em ambos os casos, há necessidade da avaliação de sua qualidade no início do processo, seja ja na expansão da área agrícola, seja na recuperação de áreas já degradadas, realizando-se, em seguida, avaliações periódicas para acompanhamento da evolução na qualidade solo.

Para avaliação da qualidade do solo é fundamental o conhecimento das propriedades que são importantes no uso prendido, como produção de alimentos, produção de energia, áreas de laser. Conhecendo-se as propriedades do solo que afetam a produtividade, como estrutura, teor de matéria orgânica, riscos de erosão, é possível a criação de modelos para definir o índice de qualidade do solo (IQS) e o índice sustentabilidade (ISS), que ajudarão no uso sustentável do solo.



CAPÍTULO 15

Agricultura de Precisão

Ladislau Marcelino Rabello

Nas ultimas décadas a agricultura tem dado grandes avanços quanto a produção. Produção esta destinada a suprir a grande necessidade da população mundial, hoje em torno de sete bilhões, mas por outro lado sofre grande pressão para melhorar a qualidade de sementes, menor uso de pesticidas e de sistemas de irrigação, sendo a irrigação um dos grandes temas da agricultura; em curto prazo os recursos naturais ainda serão disponíveis, mesmo que mal distribuídos, principalmente aos menos ricos.

As atividades agrícolas têm causado grandes impactos ao meio ambiente, como por exemplo, o uso abusivo de fertilizantes e pesticidas, degradação do solo e qualidade da água. Historicamente práticas errôneas na produção agrícola contribuíram para uma degradação de 38% de onde se prática a agricultura, correspondendo a 1,5 bilhões de hectares em todo o planeta, estima-se que desde a década de 90 (século XX), 5,5 milhões de hectares são perdidos anualmente (World Resources Institute, 1998).

Em termos globais a agricultura irrigada é uma essencial contribuição na produção mundial de alimentos, correspondendo a 15% das terras usadas para plantio. Deste total estima-se que 10% a 15% da água são usadas de maneira errônea, resultando em encharcamento e salinização (Alexandratos, 1995).

A agricultura sustentável foi vista como o mais viável recurso para a demanda de produção de alimentos, seu conceito baseia-se no delicado balanço entre maximizar a produção e manter a estabilidade econômica minimizando a utilização de recursos naturais finitos e diminuindo os impactos ambientais nocivos devido a utilização de agroquímicos poluentes.

Praticamente o desafio da agricultura sustentável é o de manter a produtividade agrícola em consonância com o crescimento populacional, resultando em um salto tecnológico na implementação da agricultura de precisão, tornando-a uma importante ferramenta para a evolução da agricultura sustentável.

Os trabalhos de agricultura de precisão já se iniciam desde a década de 70 (século XX), (Nielson et al., 1973) onde já se havia uma preocupação com o tipo de manejo, que tradicionalmente as plantações são tratadas de forma homogênea ignorando as inerentes variações entre solo e da cultura, não demonstrando a variabilidade espacial das propriedades do solo.

Uma grande inovação que permitiu o avanço no estudo da agricultura de precisão foi a introdução de equipamentos de monitoramento de campo e do GPS[1] (sistema de posicionamento global), facilitando o estudo e documentação da variabilidade espacial da cultura e das propriedades do solo em escala de campo.

Entendemos como variabilidade espacial em culturas como o resultado de uma complexa interação de fatores, tais como: biológico (micróbios, vermes etc.); edáfico (salinidade, matéria orgânica, nutrientes, etc.); antrópico (atividades humanas, compactação do solo devido a máquinas agrícolas); topografia (relevo, elevação) e climático (umidade relativa, temperatura, etc.).

A divisão das áreas de manejo em agricultura de precisão definimos como sítio-específico (Larson e Robert, 1991), que podemos definir como o manejo em uma escala espacial menor considerando a variabilidade local com o objetivo de minimizar os custos de produção e fazer o uso eficiente de agroquímicos evitando impactos ambientais nocivos.

[1] GPS – Global Position System

Tecnologias eletrônicas e de informação foram largamente utilizadas para o desenvolvimento da agricultura de precisão, facilitando os estudos da cultura dentro de uma variabilidade espacial. Entre os anos 80 os equipamentos eram levados a campo, nos anos 90 surgem os GPS e GIS[1], sistemas de informações geográficas (Van Schilfgaarde, 1999).

Atualmente a agricultura de precisão adota tecnologias mais sofisticadas de sistemas GPS. Sistemas de monitoramento de campo e sistemas de aplicações a taxa variada de produtos agroquímicos, combinados e adaptados com sistemas GIS e sensoriamento remoto (indução eletromagnética, fotografia aérea, imagens de satélites, etc.), tecnologias de medidas rápidas de propriedades do solo, tal como, resistividade elétrica e TDR (Time domain reflectometry) (Plant, 2001).

Para gerenciar a variabilidade dentro de uma cultura, devem ser especificadas regiões, georeferenciadas, que exibem comportamento semelhante em se tratando de uma característica especifica (Vanuffelen et al., 1997), estabelecendo em que medidas e em que condições esses padrões espaciais são estáveis.

A utilização de mapas de colheita pode nos fornecer informações dos processos físicos, químicos e biológicos sob determinadas condições climáticas, informando as condições de implementação do manejo em sitio-especifico da cultura (Long, 1998). Porém sozinhos não são suficientes para fornecer informações para distinguir entre as diversas fontes de variabilidade e não dão idéias claras sobre a influência da variabilidade do clima, pragas, doenças e propriedades físico-químicas do solo da cultura em um determinado ano de plantio.

A variação das propriedades físicas e químicas do solo tem grande importância em agricultura de precisão (Bullock e Bullock, 2000). Uma ferramenta muito importante para identificar as características físico-quimicas e estabelecer a variação espacial dessas propriedades e a medição da condutividade elétrica aparente do solo (EC_a[2]) (Corwin et al., 2003).

A agricultura de precisão não requer apenas a informação espacial para determinar onde e como aplicar uma ação, mas também requer informações temporais para saber quando aplicar.

---

1 GIS – Geographic Information System

2 EC_a = apparent electrical conducitivity

Baseados nessa introdução trataremos um pouco sobre a teoria básica da medida de condutividade elétrica, alguns tópicos sobre as técnicas de medida de condutividade elétrica aparente e aplicações de EC_a em agricultura

1. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA APARENTE, PRINCÍPIOS

1.1. Lei empírica de Archie

Em seus estudos da condutividade elétrica em rocha e solos arenosos, nos apresenta a Equação 1, conhecida como a lei empírica de Archie (Archie, 1942):

$$EC_a = \alpha\, \sigma_w\, \phi^m \qquad \text{(Equação 1)}$$

Onde:

α = constante empírica;

σ_w = condutividade elétrica do meio poroso, (dSm^{-1})[1];

ϕ = porosidade, $(m^3\ m^{-3})$[2];

m = expoente de sedimentação.

A corrente elétrica no solo pode caminhar da seguinte maneira (Rhoades et al. 1999):

(1) Na porção líquida, água ocupando os poros grandes;

(2) Na mistura sólida e líquida, via troca de cátions associados com os minerais de argila;

(3) Via sólida, contato direto das partículas do solo.

---

[1] dSm^{-1} = deci Siemens por metro; deci = 10^{-1}

[2] m^3 = metros cúbicos

Podendo ser modelada de acordo com a Equação 2:

$$EC_a = [(\theta_{ss} + \theta_{ws})^2 EC_{ws} EC_{ss} \div (\theta_{ss} EC_{ws} + \theta_{ws} EC_{ss})] + (\theta_{sc} EC_{sc}) + (\theta_{sc} EC_{sc}) + (\theta_{wc} EC_{wc}) \quad \text{(Equação 2)}$$

Onde:

θ_{ws} e θ_{wc} = Conteúdo volumétrico da água no caminho solo mais água ($cm^3\ cm^{-3}$)[1] e no caminho continuo de água ($cm^3\ cm^{-3}$), respectivamente;

θ_{ss} e θ_{sc} = São o volume da superfície de condutância ($cm^3\ cm^{-3}$) e a fase sólida endurecida do solo ($cm^3\ cm^{-3}$) respectivamente;

EC_{ws} e EC_{wc} = Especifica condutividade elétrica do caminho solo-água (dSm^{-1}) e do caminho liquido (dSm^{-1});

EC_{sc} e EC_{ss} = Condutividade elétrica da superfície de condutância (dSm^{-1}) e da fase sólida endurecida (dSm^{-1}) respectivamente.

1.2. Fatores que influenciam a condutividade elétrica

A EC_a pode ser influenciada por vários alguns físicos e químicos do solo, tais como: salinidade; porcentagem de saturação; densidade volumétrica; umidade; quantidade de argila; capacidade de troca de cátions; matéria orgânica e temperatura.

2. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA APARENTE NA AGRICULTURA

Uma das primeiras atividades na utilização da condutividade elétrica aparente na agricultura foi a detecção da salinidade, problema que ocorre com mau uso da água irrigada. A salinidade esta diretamente relacionada

[1] cm^3 = centímetros cúbicos

com a presença de solutos inorgânicos dissolvidos na fase aquosa do solo, solutos esses tais como: Na^{+}; K^{+}; Mg^{+2}; Ca^{+2}; Cl^{-}; HCO^{3-};NO^{3-};

O principal efeito da salinidade do solo na planta esta na redução do crescimento e quebra de produção. A salinidade limita a capacidade de captação de água pela planta.

2.1. Determinação da salinidade do solo

Uma medida prática da determinação da salinidade é a observação visual, o problema é que ao ser detectado já ocorreu algum dano na plantação.

Outro parâmetro é a medida da condutância elétrica do solo, quando maior que a normal que a condutância com o solo simplesmente úmido. Para isso, uma amostra do solo é colocada entre dois eletrodos igualmente espaçados e de geometria conhecida (Bohn et al., 1979), é aplicada um diferença de potencial entre os dois eletrodos e uma corrente elétrica é forçada a caminhar pela amostra.

Essa corrente é inversamente proporcional a resistência elétrica da solução de solos, representada pela Equação 3.

$$EC_t = k \div R_t \qquad \text{(Equação 3)}$$

Onde:

EC_t = condutividade elétrica da solução (dS m^{-1});

k = constante da célula;

R_t = resistência elétrica medida (Ohms (Ω))[1]

[1] R_t – tomada a uma temperatura padrão, t = 25° Celsius

3. MEDIDA DA RESISTIVIDADE ELÉTRICA

Consiste em injetar uma intensidade de corrente elétrica no solo, na superfície, por meio de dois eletrodos, com a passagem dessa corrente elétrica gera-se uma diferença de potencial ao longo dos dois eletrodos, medidos com dois outros eletrodos, Figura 1 (Burger, 1992; Telford et al., 1990; Dobrin, 1960).

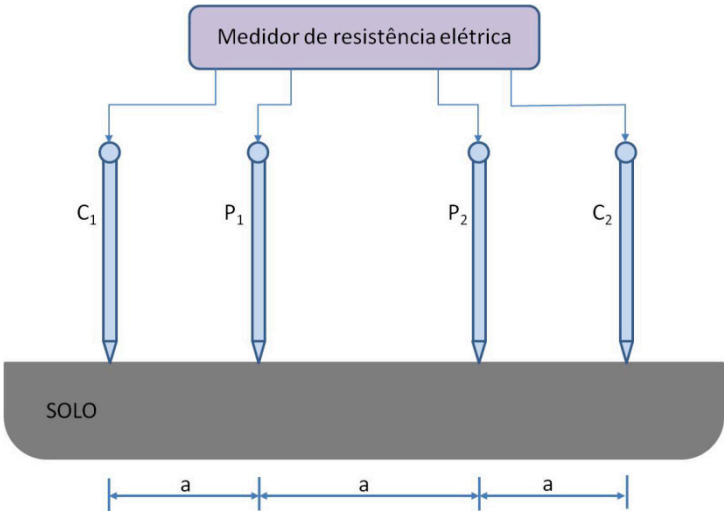


Figura 1. Medidor de resistência elétrica com 4 pontos, eletrodos de corrente C, eletrodos de potencial P, distância entre eletrodos a.

Este método permite realizar a medida da resistividade elétrica em diferentes profundidades dependendo da distância entre os eletrodos de potencial. Essa configuração permite medir um volume de πa^3.

3.1. Medida por indução eletromagnética

Nesse método usado duas bobinas defasadas de 90°, sendo uma de transmissão e outra de recepção. A bobina de transmissão induz uma corrente na amostra, no caso solo, essa corrente gera um campo magnético que é

detectado pela bobina de recepção. A intensidade dessa corrente induzida é proporcional a resistividade elétrica a calcular.

Comercialmente estão disponíveis equipamentos para medida de condutividade por indução eletromagnética. O mais comum é o modelo EM-38 de fabricação Geonics[1] , utilizado em aplicações em agricultura de precisão, Figura 2 (Mcneill, 1980, 1992; Hendrickx e Kachanoski, 2002).



Figura 2. Sistema de medida de condutividade elétrica do solo por indução eletromagnética modelo EM-38.

3.2. Reflectometria no domínio do tempo (TDR[2])

Esta técnica baseia-se na medição do tempo de propagação, ida e volta de um pulso de voltagem, através de uma sonda. Essa propagação é função da constante dielétrica (ε) do meio que se esta fazendo a medição (Giese e Tiemann, 1975).

[1] Geonics Limited, Missiassaug, Ontario, Canadá

[2] TDR – Time Domain reflectometer

3.3. Equipamentos para medida de condutividade elétrica

A medida de condutividade elétrica é extremamente adequada para o estudo da variabilidade espacial de um campo das propriedades do solo, é uma medida rápida, fácil e confiável que integra dentro de suas medidas as influências de muitas propriedades do solo que contribuem na condutividade elétrica do solo (Mcneill, 1992; Freeland et al., 2002).

Os equipamentos desenvolvidos utilizam as técnicas mencionadas atrás, sendo o mais utilizado o sistema de quatro pontos e o de indução eletromagnética.

O equipamento utilizado para a medida de resistividade elétrica do solo consiste de seis eletrodos, alinhados em fila, que ficam em contato com o solo, sendo dois eletrodos de injeção de corrente e quatro para medida de potencial elétrico. Este arranjo permite medir duas profundidades simultaneamente, cada medida é georeferenciada por meio de um sistema GPS, Figura 3 (Carter et al., 1993; Rhoades, 1992, 1993;Corwin e Lesch, 2005).

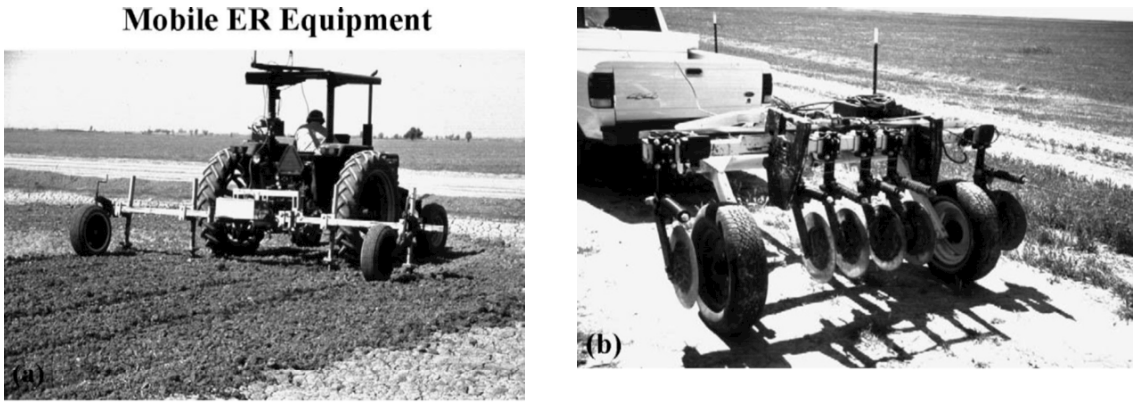


Figura 3. Equipamentos de medida de resistividade elétrica do solo, esquerda modelo experimental e direita modelo comercial, fabricado pela Veris Technolgies.

4. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DO SOLO APLICAÇÕES EM AGRICULTURA DE PRECISÃO.

A eletro-condutividade do solo é hoje uma das ferramentas mais usadas para caracterizar as variabilidades espaciais em campo, devido a ser fácil e confiável (Rhoades et al., 1999a e 1999b; Corwin e Lesch, 2003).

A partir dos dados colhidos com a mensuração da condutividade elétrica do solo, Jhonson e Corwin em seus estudos caracterizaram espacialmente a qualidade do solo de acordo com suas propriedades físico-químicas utilizando mapas de condutividade elétrica. Foram amostrados quatro valores georeferenciados de condutividade elétrica com as correspondentes amostras de solo e depois correlacionadas com as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Jhonson et al., 2001; Corwin et al., 2003a).

Os primeiros mapas de condutividade elétrica no Brasil foram montados por Inamasu e colaboradores (Inamasu et al., 2001), onde foram estudados a correlação das medidas de condutividade elétrica com a produtividade de um plantação de milho de uma área irrigada com pivô central. Localizada no campo experimental de pesquisa da Embrapa Milho e Sorgo na cidade de Sete Lagoas - MG.

O sistema de medida de condutividade elétrica usado foi o sistema comercial de fabricação Veris Technologies, a área da cultura de milho correspondia a 30 hectares. Historicamente utilizada há vários anos sob cultivo de plantio direto.

Os resultados, a montagem dos mapas de condutividade elétrica, são ilustrados nas Figuras 4 e 5. A produtividade foi coletada por meio de uma colheitadeira comercial adaptada para esse fim.

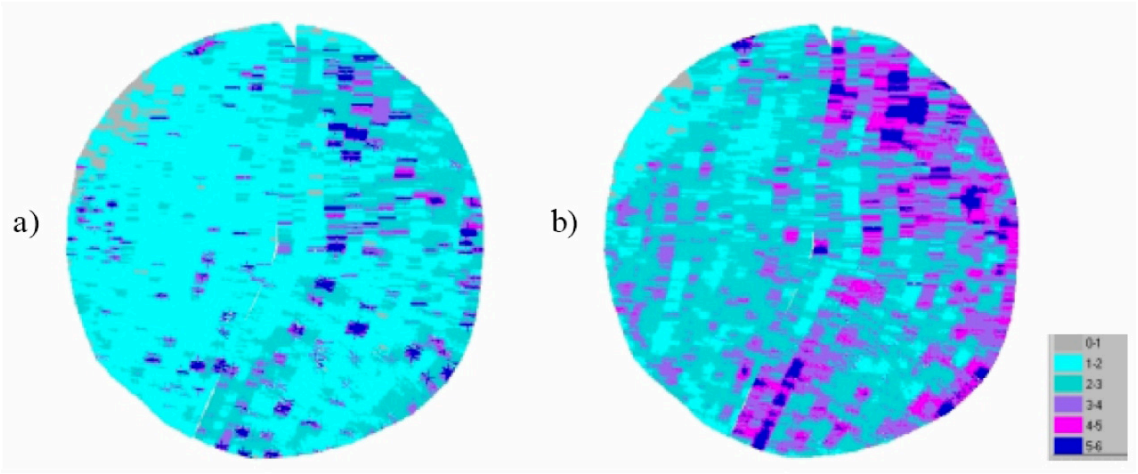


Figura 4. Mapas de condutividade elétrica do solo, a profundidade de 90 cm (a) e 30 cm (b).

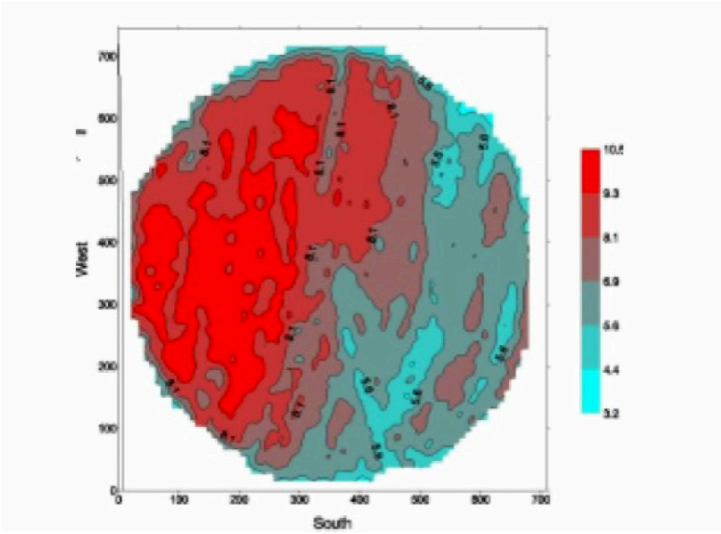


Figura 5. Mapa de produtividade de milho (em vermelho, áreas mais produtivas e azuis menos produtivas).

Vários trabalhos estão em andamento com a metodologia de medida de condutividade elétrica aparente do solo como em Oliveira e colaboradores (Oliveria et al., 2011) onde estudam a validação de um modelo para a quantificação semiatuomática da variabilidade espacial do solo, adotando um índice de oportunidade para a adoção da tecnologia, onde conclui que o modelo mostrou ser robusto e apresentando consistência de resultados.

Luchiari Junior e colaboradores (Luchiari Junior et al., 2011) estudam a definição de zonas de manejo utilizando condutividade elétrica por indução eletromagnética na definição de áreas de acordo com outros parâmetros que se é utilizado nos trabalhos. Nestes o mapa de condutividade elétrica revelou padrões similares aos mapas de reflectância e de zonas de manejo, Figura 6.

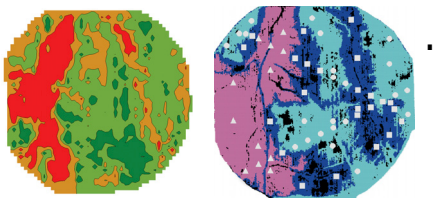


Figura 6. a) Mapa de condutividade elétrica do solo e b) mapa de zonas homogêneas de manejo.

Greco C. R. e colaboradores (Greco C. R. et al., 2011) realizam um estudo geoestatisco da condutividade elétrica e a altitude de um solo cultivado com cana-de-açúcar para verificar a variabilidade espacial da condutividade elétrica do solo e da declividade do solo sob um sistema de plantio direto, concluindo que as características do solo e da planta variam de acordo com o topografia do terreno, Figura 7.

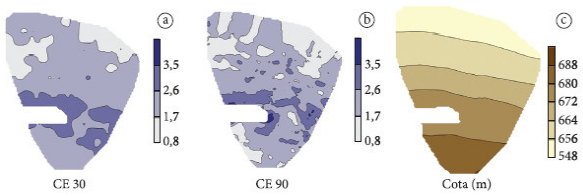


Figura 7. Mapas de isolinhas: da esquerda para a direita, condutividade elétrica 0-30 cm; condutividade elétrica 0-90 cm e cota altimétrica (m).

Miele e colaboradores (Miele A. et al., 2011) em cultivos de cultura de uvas com o objetivo de melhorias de técnicas de manejo, faz um estudo do uso de condutividade elétrica no auxilio nas tomadas de decisões das melhores maneiras de manejo, Figura 8.

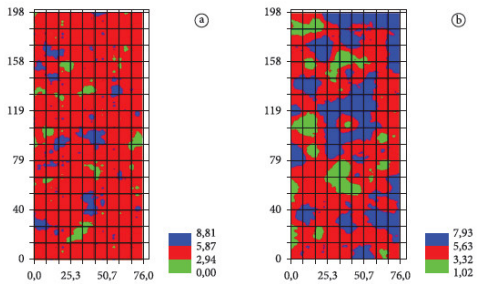


Figura 8. Mapas de zonas homogêneas da condutividade elétrica aparente, culturas de uvas do semiárido.

Trabalhos sobre métodos de condutividade elétrica, equipamentos desenvolvidos, adaptações de sistemas importados a outros tipos de implementos agrícolas e o desenvolvimento de um sistema nacionalizado podem ser encontrados no trabalho de Rabello e Inamasu (Rabello L.M., 2009; Rabello L.M. et. al, 2008; Rabello L.M. et. al, 2010; Inamasu, R.Y. et. al, 2007).

5. COMENTÁRIOS FINAIS

O uso do método da condutividade elétrica para definir áreas de manejo e variabilidade espacial é apontado como um método rápido e fácil de implementar. Se usarmos como referência a coleta de amostras de forma manual para a definição dessas áreas e da variabilidade espacial, é feita de acordo com um critério arbitrário do usuário, de tal forma, como exemplo, de especificar uma amostra por hectare, o que não representa a área toda.

Para pequenas áreas a amostragem por unidade de área é de certa forma viável, ficando mais complexa para grandes áreas e também o seu custo e tempo de analise.

A medida de condutividade elétrica do solo toma a cada intervalo de tempo, por exemplo, a cada um segundo, uma medida georeferenciada (latitude e longitude) do ponto de medida que no agrupamento dessas medidas nos fornece uma visualização geral da área em estudo, através de um mapa.

Após esse mapa, podemos definir regiões de similaridades com a variação do valor da condutividade elétrica, não que esta seja uma característica especifica da região. Feito a identificação das regiões de variabilidade ai sim um estudo mais profundo é feito para definir o porquê essa região apresenta tal similaridade com a condutividade elétrica.

Estudar a correlação da homogeneidade da condutividade elétrica do solo na análise da fertilidade e ou de outros parâmetros do solo (umidade, salinidade, matéria orgânica, etc.) é um dos primeiros passos na orientação de como aplicar uma determinada resposta para corrigir ou melhorar os dados de produtividade.

Nos dias atuais a condutividade elétrica esta na fase de mapas, necessitando de novos estudos para correlacionar essas medidas com o melhor método de atuação na área em estudo.

LITERATURA RECOMENDADA

ALEXANDRATOS, N. (Ed.). World Agriculture: Towards. Chichester: Wiley, 1995. p. 2010.

ARCHIE, G. The Electrical Resistivity Log as an Aid in Determining Some Reservoir Characteristics. 1942. (Transactions of AIME).

BOHN, H. L.; McNEAL, B. L.; O'CONNOR, G. A. Soil Chemistry. New York: Wiley, 1979.

BULLOCK, D. S.; BULLOCK, D. G. Economic optimality of input application rates in precision farming. Prec. Agric., Dordrecht, v. 2, p. 71-101, 2000.

BURGER, H. R. Exploration Geophysics of the Shallow Subsurface. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1992.

CORWIN, D. L.; KAFFKA, S. R.; HOPMANS, J. W.; MORI, Y.; LESCH, S. M.;OSTER, J. D.Assessment and field-scale mapping of soil quality properties of a saline-sodic soil.Geoderma, Amsterdam, v. 114, n. 3-4, p. 231-259, 2003a.

CORWIN, D. L.; LESCH, S. M. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. Agron. J., Madison, v. 95, n. 3, p. 455-471,2003.

CORWIN, D. L.; LESCH, S. M. Application of soil electrical conductivity to precision agriculture: theory, principles, and guidelines. Agron. J., Madison, v. 95, n. 3, p. 455-471, 2003.

CORWIN, D.L.; LOAGUE, K.; ELLSWORTH, T. R. (Ed.). Assessment of Non-point Source Pollution in the Vadose Zone. Washington, DC: American Geophysical Union, 1999a. p. 197-215. (Geophysical Monograph, 108).

DOBRIN, M. B. Introduction to Geophysical Prospecting. New York: McGraw-Hill, 1960.

GIESE, K.; TIEMANN, R. Determination of the complex permittivity from thin-sample time domain reflectometry: improved analysis of the step response waveform. Adv. Mol. Relax. Process., Amsterdam, v. 7, p. 45-49, 1975.

GREGO, C. R.; RABELLO, L. M.; BRANCALIÃO, S. R.; VIEIRA, S. R.; OLIVEIRA, A. DE. Geoestatística aplicada a condutividade elétrica do solo e altitude do solo cultivado com cana-de-açúcar. In: INAMASU, R. Y.; NAIME, J. de M.; RESENDE, A. V. de; BASSOI, L. H.; BERNARDI, A. de C. (Ed.). Agricultura de precisão: um novo olhar. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2011. p. 245-248

HENDRICKX, J. M. H.; KACHANOSKI, R. G. Solute content and concentration: indirect measurement of solute concentration: nonintrusive electromagnetic induction. In: DANE, J.H.; TOPP, G. C. (Ed.). Methods of soil Analisys: Part 4 Physical Methods. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 1297-1306. (Soil Sci. Soc. Am. Book Ser. 5).

INAMASU, R. Y.; FRANCA, G. E.; TORRE-NETO, A.; MANTOVANI, E. C.; CRUVINEL, P. E.;GOMIDE, R. L.; LUCHIARI JUNIOR, A.; RABELLO, L. M.; SOUZA, R. V. de. Condutividade elétrica do solo: primeiros mapas no Brasil. In: BALASTREIRE, L. A. Avanços na agricultura de precisão no Brasil no período de 1999-2001. Piracicaba: L. A. Balastreire, 2002. Cap. 2.p. 32-37.1 CD-ROM. Trabalho apresentado no III Simpósio sobre Agricultura de Precisão,Piracicaba, 2001.

INAMASU, R. Y.; SIMÕES. M. dos S.; LUCHIARI JÚNIOR, A.; RABELLO, L. M.; MOLIN, J. P. Sistema de medida de condutividade elétrica do solo adaptado a um implemento agrícola (subsolador). São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007. 5 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Circular Técnica, 40).

JHONSON, C. K.; DORAN, J. W.; DUKE, H. R.; WEINHOLD, B. J.; ESKRIDGE, K. M.; SHANAHAN, J. F. Field-scale electrical conductivity mapping for delineating soil conditions. Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, v. 65, p. 1829-1837, 2001.

LARSON, W. E.; ROBERT, P. C. Farmming by soil. In: LAL, R.; PIERCE, F. J. (Ed.). Soil Management for sustainability. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1991. p. 103-112.

LONG, D. S. Spatial autoregression modeling of site-specific wheat yield. Geoderma, Amsterdam, v. 85, p. 181-197, 1998.

LUCHIARI JUNIOR, A.; BORGHI, E.; AVANZI, J. C.; FREITAS, A. A. de; BORTOLON, L.; BORTOLON, E. S. O.; INAMASU, R. Y. Zonas de manejo: teoria e prática. In: INAMASU, R. Y.; NAIME, J. de M.; RESENDE, A. V. de; BASSOI, L. H.; BERNARDI, A. de C. (Ed.). Agricultura de precisão: um novo olhar. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2011. p. 60-64.

McNEILL, J. D. Rapid, Accurate Mapping of soil Salinity using electromagnetic ground conductivity meters. In: TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D.; GREEN, R. E. (Ed.). Advances in Measurements of Soil Physical Properties: Bringing Theory into Pratice. Madison: ASACSSA-SSSA SSSA, 1992. p. 201-229. (Special Publication, No.30).

McNEILL, J. D. Rapid, Accurate Mapping of soil Salinity using electromagnetic ground conductivity meters. Ontario: Geonics Limited, 1980. (Tech. Note, TN-18).

MIELE, A.; FLORES, C. A.; FILIPPINI ALBA, J. M. Status atual da pesquisa de viticultura de precisão no Rio Grande do Sul: primeiros resultados da UP Uva para Vinho. In: INAMASU, R. Y.; NAIME, J. de M.; RESENDE, Á. V. de.; BASSOI, L. H.; BERNARDI, A. C. de C. Agricultura de precisão: um novo olhar. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2011. p. 267-272.

NIELSON, D. R.; BIGGAR, J. W.; ERH, K. T. Spatial variability of field-measured soil-water properties. Hilgardia, Berkeley, v. 42, n. 7, p. 215-259, 1973.

OLIVEIRA, R. P. de; BERNARDI, A. C. de C.; RABELLO, L. M. A oportunidade de manejo por sítio específico indicada na variação espacial da condutividade elétrica aparente do solo. In: INAMASU, R. Y.; NAIME, J. de M.; RESENDE, A. V. de; BASSOI, L. H.; BERNARDI, A. de C. (Ed.). Agricultura de precisão: um novo olhar. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2011. p. 55-59.

PLANT, R. E. Site-specific management: the application of information technology to crop production. Comput. Electron. Agric., New York, v. 30, p. 9-29, 2001.

RABELLO, L. M.; INAMASU, R. Y.; BERNARDI, A. C. de C. Sistema de medida de condutividade elétrica do solo. São Carlos: Embrapa Instrumentação, 2010. 8 p. (Embrapa Instrumentação. Circular Técnica, 54).

RABELLO, L. M.; INAMASU, R. Y.; TORRE NETO, A.; LUCHIARI JUNIOR, A.; MOLIN, J. P. Medida de condutividade elétrica do solo adaptada a uma plantadeira. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2008. 4 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Circular Técnica, 46).

Rabello, Ladislau Marcelino Condutividade elétrica do solo, tópicos e equipamentos. /Ladislau Marcelino Rabello. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2009.19 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Documentos, ISSN).

RHOADES, J. D.; CHANDUVI, F.; LESCH, S. Soil salinity assessment: methods and interpretation of electrical conductivity measurements. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1999b. p. 1-150. (FAO Irrigation and Drainage Paper,57).

RHOADES, J. D.; CORWIN, D. L.; LESCH, S. M. Geospatial measurements of soil electrical conductivity to assess soil salinity and diffuse salt loading from irrigation. In:

TELFORD, W. M.; GLEDART, L. P.; SHERIFF, R. E. Applied Geophysical. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.

VAN SCHILFGAARDE, J. Is precision agriculture sustainable? Am. J. Altern. Agric., Greenbelt, v. 14, p. 43-46, 1999.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. 1998-99 World Resources: A Guide to the Global Environment. New York: Oxford University Press, 1998.



CAPÍTULO 16

Sistema de Produção Agrícola de Base Ecológica

Aurélio Vinicius Borsato

1. INTRODUÇÃO

O início da agricultura remete há mais de 10.000 anos, em que a humanidade até pouco tempo produzia alimentos de qualidade sem qualquer dependência da utilização de insumos artificialmente sintetizados. A partir do século XVI, na Europa, a adoção de práticas de manejo integrando lavoura e pecuária, a diversificação de espécies e a utilização de equipamentos de tração animal, caracterizou a Primeira Revolução Agrícola dos tempos modernos, fornecendo bases técnicas e cientificas que deram origem, no século XX, a Agricultura Biodinâmica, a Agricultura Orgânica, a Agricultura Biológica, a Agricultura Natural, agriculturas com base em princípios ecológicos (Bianchini e Medaets, 2013).

Os mesmos autores ainda afirmam que a Segunda Revolução Agrícola dos tempos modernos, ocorrida recentemente (há pouco mais de 50 anos), foi caracterizada pela transição de uma agricultura tradicional para uma agricultura intensiva em insumos, mais conhecida como agricultura moderna ou convencional, dependente da indústria, provocando a homogeneização das agriculturas mundiais e fortes agressões ao meio ambiente. Com o argumento do aumento de produtividade, a agricultura moderna passou a ser praticada mundialmente com forte dependência de insumos a base de petróleo (combustível fóssil). Em que, com base em descobertas científicas do século XIX, se começou a acreditar que o aumento da produção agrícola seria diretamente proporcional à quantidade de substâncias químicas incorporadas ao solo.

Em busca da alta produtividade para alimentar a crescente população mundial, incentivada por políticas agrícolas norte-americanas e europeias, denominou-se “Revolução Verde” (década de 1960) o período em que as práticas da agricultura moderna tornaram-se caracterizadas pelo uso intensivo de químicos sintéticos (fertilizantes e agrotóxicos) de baixa eficiência energética, configurando-se um modelo de produção agrícola que cada vez mais transforma petróleo em alimentos (Almeida et al., 2001; Beltrão, 2003). Concomitantemente, o avanço científico também veio sendo norteado pela questão do aumento de produtividade, vislumbrando maior lucro e, consequentemente a garantia de sucesso para o produtor rural.

Entretanto, se internacionalizam as reflexões da humanidade a respeito dos temas ambiental e social diante da degradação da natureza pelos avanços da agricultura, da indústria e do consumo crescente de recursos naturais não renováveis (Bianchini e Medaets, 2013). Tornava-se cada vez mais evidente os problemas (efeitos colaterais) ocasionados por este modelo de agricultura, motivando diversos atores do setor agrícola (cientistas, agricultores, gestores, entre outros) a rever seus conceitos e repensar o modelo de produção agrícola (Almeida e Navarro, 1997; Almeida et al., 2001). As questões sociais e ambientais passaram a pesar mais na balança da sustentabilidade dos agroecossistemas, de um modo geral, reduzindo um pouco a importância dada à questão econômica.

Diante do agravamento dos efeitos colaterais da agricultura moderna, principalmente aqueles ligados a desigualdade social e a degradação ambiental (Beltrão, 2003), tornou-se imprescindível e urgente a quebra do paradigma da alta produtividade a qualquer custo e do pensamento simplista (Leff, 2008), que caracteriza o modelo da agricultura moderna. A agricultura de base ecológica, que já apresentava-se como contraponto a partir de movimentos do final do século XIX na Europa e mais recentemente no Brasil, ganhou cada vez mais destaque no cenário agrícola mundial.

Dependendo das correntes de pensamento a partir de movimentos que surgiam simultaneamente em diferentes locais, independentes entre si, pode-se encontrar outras denominações para este tipo de agricultura alternativa, tais como: biodinâmica (Steiner - Alemanha e Áustria - 1920), organo-biológica (Müller - Suíça e Áustria - 1930), natural (Okada - Japão – 1935), ecológica (Alemanha e Holanda - 1980), regenerativa (EUA - 1980), biológica (França - 1960), permacultura (Austrália - 1970), orgânica (Howard - Grã-Bretanha/EUA - 1930), agroecologia (Altieri - América Latina/EUA - 1980) (Darolt, 2002; Darolt, 2011; Bianchini e Medaets, 2013). A partir daí espalhou-se aos demais países tendo como denominador comum a filosofia de uma agricultura natural, integrada com o ambiente (Billaud, 1995; Alves et al., 2012), sem padrões ou regulamentos que caracterizam a agricultura orgânica praticada atualmente.

A adoção de novas práticas (métodos) e tecnologias no manejo da produção agrícola desenvolvidas, na maioria das vezes, por agricultores experimentadores que se desafiam a superar suas próprias dificuldades, considerados exemplos bem sucedidos, tem subsidiado, entre os demais atores do setor, a reconfiguração do modelo de agricultura moderno e o resgate da agricultura tradicional. Em geral, inicialmente reduzem a dependência no uso de insumos (*inputs*), principalmente aqueles sintetizados a partir de combustíveis fósseis. Além disso, são ações que otimizam a utilização de recursos preferencialmente locais disponíveis, de modo a não onerar ainda mais o custo de produção. Nem sempre se consegue alta produtividade, pois o foco passa a ser nas interações inerentes ao processo de produção, atentos para as questões sócio-ambientais (Altieri, 2009; Khatounian, 2001). O conceito de qualidade do produto agrícola começa a considerar mais as questões da saúde humana. Esse conjunto de iniciativas/experiências, a partir de uma visão holística, que considera a complexidade e a relação entre os diversos processos que ocorrem nos agroecossitemas, configura um modelo de agricultura com base em princípios ecológicos de produção, que contrapõe à agricultura moderna (Alves et al., 2012).

O marco referencial para a normatização e regulamentos na produção de produtos orgânicos foi na Europa, ainda na década de 70, com a criação da Federação Internacional do Movimento da Agricultura Orgânica (International Federation of the Organic Agriculture Movement – IFOAM), uma organização não governamental que congrega mais de 770 organizações (certificadoras, processadoras, distribuidoras e pesquisa) de 112 países. Em 1981 as primeiras normas internacionais foram compostas a partir de diversos pensamentos, normas e perspectivas. Internacionalmente aceitos, os padrões estabelecidos pela IFOAM norteiam as ações de grande parte das entidades certificadoras (Stumm, 2008). O comércio internacional de produtos orgânicos (animal e vegetal) começou a ser orientado pelo documento 2092/91 de 24 de junho de 1991, a partir de ações do *Council Regulation* da Comunidade Econômica Europeia (CEE), objeto de frequentes avanços no âmbito das boas práticas de produção, processamento e comercialização (Alves et al., 2012).

No final da década de 70 e início dos anos 80, o Banco Mundial promove Programas de Desenvolvimento em áreas rurais, no Brasil e nos principais países da América Latina, referente à Inclusão Social e o Manejo dos Solos e da Água, impulsionando a criação de políticas públicas e aprovação de leis sobre manejo integrado dos solos e das águas e uso dos agrotóxicos, apoiados por movimentos em defesa da agricultura alternativa e/ou ecológica.

A expressão "desenvolvimento sustentável" surge em 1983 a partir do Relatório *Brudtland* (Bianchini e Medaets, 2013), encomendado pela Organização das Nações Unidas (ONU), cuja definição refere-se ao conjunto de ações que satisfazem equitativamente as necessidades das gerações atuais, sem comprometer as necessidades das gerações futuras. Este documento foi o precursor da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), também conhecida como ECO-92 (Foro Global de Organizações e Movimentos Sociais), realizada no Rio de Janeiro em 1992, culminando na Agenda 21, na Carta da Terra, na deflagração da Convenção da Biodiversidade, na Convenção das Mudanças Climáticas e na Declaração sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, propondo alterações ao modelo agrícola predominante. Este debate influenciou as relações entre países, nas normas do comércio mundial de bens e serviços, na produção tecno-científica, nas ações dos governos locais, na institucionalização e normatização referente a políticas ambientais, no avanço do setor agrícola e no aumento da demanda e produção de produtos orgânicos, inclusive no Brasil (Bianchini e Medaets, 2013).

A partir de 1994, efetivamente começam no Brasil, por meio de portarias do Ministério da Agricultura, as articulações para a regulação dos produtos orgânicos. Em 1995, surge a Comissão Nacional da Produção Orgânica, integrando os atores da rede de produção orgânica e promovendo a participação efetiva da sociedade no planejamento e gestão de políticas públicas (Brasil, 2004b; Brasil, 2008a; Saminêz et al., 2008; Alves et al. 2012).

A Instrução Normativa (IN) nº 7 de 17/5/1999 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) foi primeira normatização brasileira para a produção orgânica, definindo o conceito de sistema orgânico de produção agropecuária e industrial, no qual são adotadas tecnologias para otimizar o uso de recursos naturais e socioeconômicos, considerando a integridade cultural e auto-sustentação no tempo e no espaço, maximizar os benefícios sociais, minimizar a dependência de energias não-renováveis e eliminar a utilização de agrotóxicos e/ou demais insumos tóxicos, organismos geneticamente modificados (transgênicos), ou radiações ionizantes em qualquer etapa do processo produtivo, armazenagem ou consumo, preconizando a preservação da saúde ambiental e humana, assegurando a transparência em todas as fases da produção e transformação (BRASIL, 1999; Fonseca, 2005; Fonseca et al., 2009). A restauração da fertilidade do solo por meio de processos biológicos é uma das principais características da agricultura orgânica (Primavesi, 2002; Barros e Silva, 2010). Neste mesmo período, em âmbito internacional a *Codex*

Alimentarius Comission adota as Diretrizes para a Produção, Elaboração, Rotulagem e Comercialização de Alimentos Produzidos Organicamente, de origem vegetal e animal, incluindo produtos apícolas (Codex Alimentarius, 2001).

Em 2002, uma nova legislação brasileira de orgânicos foi estabelecida a partir de alterações na IN 007/99 de modo a tornar o processo de normalização mais participativo, não excludente, referente aos processos de certificação participativa em rede (Saminêz et al., 2008; Alves et al., 2012). A IN nº 7 acabou sendo revogada em 2008 pela IN nº 64 (Brasil, 2008b).

Em 23 de dezembro de 2003 foi aprovada a Lei nº 10.831 que conceitua a produção orgânica no Brasil, objetivando principalmente a oferta de produtos saudáveis isentos de contaminantes intencionais, preservar a biodiversidade dos ecossistemas naturais e a recomposição da biodiversidade de ecossistemas modificados (Brasil, 2003). Que define como produto da agricultura orgânica ou produto orgânico, processado ou *in natura*, aquele proveniente de sistema orgânico de produção agropecuário ou obtido de processo extrativista sustentável e não danoso ao ecossistema local, cuja comercialização só poderá ocorrer mediante sua certificação por entidade reconhecida oficialmente, exceto quando comercializados diretamente aos consumidores por agricultores familiares, que possuem certificação facultativa, devendo apenas ser cadastrados junto ao órgão fiscalizador. A IN nº 16, de 11 de junho de 2004, normatizava todo o referido processo até a regulamentação da referida lei (Brasil, 2004a).

A Lei nº 10.831 foi regulamentada pelo Decreto nº 6.323 de 27 de dezembro de 2007, que além de conceitos, diretrizes e disposições gerais sobre as relações de trabalho na agricultura orgânica, também regulamenta a avaliação da conformidade atribuída a órgãos que constituem o Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade Orgânica-SisOrg (Brasil, 2007; Saminêz et al., 2008). Assegurando ao consumidor a qualidade do produto diferenciado (orgânico), seja por meio de auditoria externa ou por mecanismos de controle participativo (controle social), deixando o Brasil em destaque no cenário internacional (Bianchini e Medaets, 2013). Embora careça ajustes e divulgação desses mecanismos para maior adesão pelos agricultores e organizações regulamentados. Entretanto, o comércio internacional depende destas regulamentações equivalentes entre o Brasil e demais parceiros comerciais.

Em junho de 2008, em Assembléia Geral da IFOAM, em Vignola, na Itália, foi então ratificada a seguinte definição: “A Agricultura orgânica é um sistema de produção que promove a saúde dos solos, ecossistemas e pessoas. Tem como base os processos ecológicos, biodiversidade e ciclos adaptados às condições locais em alternativa ao uso de insumos com efeitos adversos. A Agricultura orgânica combina a tradição, inovação e ciência de modo a ser benéfica

para o espaço partilhado, promove relacionamentos justos assegurando uma boa qualidade de vida a todos envolvidos." (IFOAM, 2008).

O processo de expansão da área agrícola e da sua produtividade foi impulsionado pela oferta crescente de insumos agropecuários. No Brasil, o consumo anual de fontes de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) chega a 22,4 milhões de toneladas, importando-se 70%, o que representa um dos gargalos da agricultura (Bianchini e Medaets, 2013). Além disso, os mesmos autores afirmam que o consumo médio brasileiro de agrotóxico passou de 10,5 litros por hectare ($l.ha^{-1}$) em 2002 para 12 $l.ha^{-1}$ em 2011, chegando a aproximadamente um bilhão de litros de agrotóxicos em cada ano/safra, conferindo ao país o primeiro lugar no ranking mundial, observando-se impactos socioeconômicos e ambientais e, principalmente na saúde da população. Neste contexto, em contraponto ao problema dos agrotóxicos, a publicação do Decreto nº 6.913, de 23/07/2009, que normatiza os procedimentos para o registro dos produtos fitossanitários com uso aprovado para a agricultura orgânica, viabiliza alternativas de baixo impacto ecotoxicológico.

Conforme síntese feita por Alves et al. (2012), em 2009, ocorreram novas regulamentações da produção orgânica. A IN nº 17 normatiza técnicas para obtenção de produtos provenientes do extrativismo sustentável orgânico; a IN nº 18 refere-se ao processamento, armazenamento e transporte, além dos produtos permitidos para higienização, aditivos e coadjuvantes alimentares; a IN nº 19 aprova os mecanismos de controle e informação da qualidade e os formulários oficiais. Foi aprovado o Decreto nº 6.913 ajustando a normatização para todos os segmentos do processo produtivo e de comercialização, incluindo a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos. O selo único oficial para identificar a conformidade, válido em todo o território nacional, foi regulamentado pela IN nº 50. E em 23 de dezembro de 2009 foi publicado o Decreto nº 7.048, prorrogando por mais um ano o prazo para a regulamentação de todos os atores da rede de produção orgânica. Dessa forma, fica obrigatória a certificação dos produtos orgânicos.

Alves et al. (2012), destacam a exceção à obrigatoriedade da certificação quando a venda ocorrer diretamente do produtor para o consumidor, ou ainda que componha o grupo vinculado à Organização de Controle Social (OCS), com base na responsabilidade solidária. Os mesmos autores citam que os Sistemas Participativos de Garantia da Qualidade Orgânica, apoiados no Brasil pelo MAPA e Ministério do Meio Ambiente e reconhecidos pela FAO em abril de 2008, são mecanismos de avaliação de conformidade adequados aos mercados internos e externos, com forte tendência de inclusão e aceite no mundo. Entretanto, as limitações impostas nem sempre são precisas o que pode levar a interpretações específicas por parte dos diferentes atores da rede de produção orgânica (Matos Filho, 2004).

Em geral, se espera que as políticas públicas referentes ao desenvolvimento da agricultura orgânica brasileira considerem as peculiaridades dos seus agricultores, principalmente em suas dimensões ambiental, econômica, político-institucional, social e técnica, promovendo e incentivando a transição agroecológica aos que desejam sair do modelo de agricultura moderna. Embora a agricultura orgânica seja potencialmente fornecedora de produtos ecologicamente corretos, estudos revelam que algumas unidades de produção orgânicas, certificadas ou não, adotam práticas que não condizem com seus princípios preconizados, caracterizando a convencionalização da agricultura orgânica (Darnhofer et al., 2010). Os mesmos autores alertam para a necessidade de avaliação empírica se os princípios e valores preconizados pela IFOAM estão sendo cumpridos, recomendando a utilização de indicadores sensíveis à relação causa-efeito decorrente das práticas adotadas (Abreu et al., 2012). Este debate tem sido desenvolvido pela comunidade científica internacional e, no Brasil, Almeida e Abreu (2009) mostram a importância da dimensão econômica e sua influência no processo de transição de um modelo moderno (convencional) de agricultura para um modelo alternativo sustentável.

Nos países em que a agricultura orgânica se desenvolveu de forma considerável, percebe-se o papel imprescindível das políticas públicas e privadas, possibilitando o rápido crescimento da participação de produtos orgânicos certificados no mercado mundial. Também é importante o papel das agências de desenvolvimento nacionais e internacionais, garantindo a segurança dos alimentos, o aumento da renda dos produtores e a interrupção (ou reversão) da degradação ambiental (Borguini e Torres, 2006; Brasil, 2007).

Na União Europeia o consumo de produtos orgânicos cresce a taxas superiores a 50% ao ano (Khatounian, 2001), atribuído à crescente preocupação com a saúde da família e meio ambiente. Este crescimento poderia ser maior, uma vez que a oferta de produtos orgânicos ainda é insuficiente diante da demanda atual, praticando sobrepreços de 30 a 100% em relação a produtos similares convencionais. No Brasil registrou-se um crescimento maior que 16 vezes na comercialização de produtos orgânicos entre os anos de 1994 a 2000 (Beltrão, 2003).

A agricultura orgânica brasileira fornece predominantemente produtos de consumo direto, principalmente laticínios, conservas e hortigranjeiros, concentrando-se nos Estados de São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo, Paraná e Rio Grande do Sul, comumente comercializados em feiras livres e estabelecimentos de produtos naturais (Santos et al., 2012). Em 2004, o mercado brasileiro de produtos orgânicos representava apenas 0,4% de US$26,5 bilhões registrados no comércio mundial (Brasil, 2007). O Brasil é considerado um dos maiores produtores de orgânicos do mundo, com potencial de crescimento anual superior a média mundial, sob os aspetos de quantidade, diversidade e qualidade da produção (Santos et al., 2012). Os mesmos autores destacam os produtos orgânicos mais produzidos no

Brasil: açúcar mascavo, café, caju, cereais (milho, arroz e trigo), dendê, erva-mate, frutas (banana e citrus), hortaliças, leguminosas (feijão e amendoim), plantas medicinais e soja.

Na produção orgânica, na maioria das vezes o processamento primário substitui a função do atacadista, incentivando o aumento do volume de produtos diferenciados, de modo a criar escala de comercialização, ocorrendo principalmente em hortifrutigranjeiros (Lago et al., 2006). Trata-se de um nicho de consumo e, consequentemente uma ótima oportunidade de negócio, que deve ser aproveitada pelos empreendedores. Os mesmos autores afirmam que para o aproveitamento dessas vantagens competitivas é imprescindível compreender as estratégias de marketing.

Degen (1989) e Drucker (1987), citados por Lago et al. (2006), caracterizam como produtor rural estrategista-empreendedor aquele que desenvolve a visão holística, transformando as mudanças ambientais em novas oportunidades, preferencialmente organizando-se coletivamente, participando de associações e/ou cooperativas, expondo seus produtos em feiras e/ou eventos, cujos resultados alcançados dificilmente seriam conseguidos individualmente.

Dessa forma, os agricultores familiares de produtos orgânicos tem se destacado no desenvolvimento de estratégias de marketing, de modo a contornar o preço alto, a pouca variedade, a falta de informação e a dificuldade de acesso a esses produtos, considerados inibidores ao aumento do consumo de orgânicos. Lago et al. (2006) consideram a cooperação estratégia à competitividade e acúmulo de esforços na produção orgânica familiar, sendo o marketing uma condição necessária na melhor participação no mercado, vislumbrando maior rentabilidade frente aos produtos convencionais e, consequentemente o sucesso do negócio. Além disso, eles afirmam que o marketing sobre a certificação e a rastreabilidade pode exercer papel fundamental enquanto vantagem competitiva na produção orgânica familiar, incentivando a compra de produtos diferenciados, considerando sempre as exigências e necessidades dos consumidores.

Dentre as vantagens da prática da agricultura orgânica pelo pequeno agricultor, destacam-se (Campanhola e Valarini, 2001): viabilidade de produção em pequena escala (pequenas áreas), diversificação produtiva, geração de trabalho e renda, pouca dependência de insumos externos, não utiliza agrotóxicos, maior biodiversidade nos solos, sobrepreço do produto orgânico em relação ao convencional, maior vida de prateleira dos produtos, facilidade para aqueles que não utilizam as tecnologias da agricultura moderna, entre outras. Entretanto, os mesmos autores destacam alguns desafios, tais como: produção em pequena escala, baixa capacitação gerencial, pesquisa científica específica, assistência técnica oficial adequada, maior demanda de força de trabalho, processo de conversão oneroso,

acesso ao crédito, custos e exigências da certificação (selo), especificidade no processamento dos produtos, efeitos ambientais negativos, entre outros.

Quando os agricultores tem pouco contato com métodos convencionais de cultivos, maiores são as possibilidades de conversão agroecológica. Agricultores assistidos por uma extensão rural adequada têm maior probabilidade de adotar a agricultura orgânica (Wollni e Andersson, 2014), além disso, a troca informal de saberes entre a vizinhança passa a ser um fator determinante para o compartilhamento de tecnologias. A diversificação da produção além de promover o equilíbrio ecológico, também é considerada estratégica na geração de trabalho e renda aos agricultores familiares ao longo de todo o ano, reduzindo os riscos de insucesso decorrentes de adversidades climáticas e/ou de mercado.

Assim sendo, o principal desafio dos movimentos da agricultura orgânica é transformar esse “nicho” de mercado direcionado aos consumidores mais ricos em oferta de produtos para consumo em massa, voltado principalmente à população de baixa renda.

De forma similar à tendência mundial, percebe-se no Brasil, inicialmente na região sudeste e mais recentemente em todo o território nacional, crescente aumento no consumo de produtos orgânicos, seja em número de consumidores ou quantidade de produtos por consumidor, mesmo que tais produtos estejam sendo considerados mais caros do que os convencionais (Lombardi et al., 2004; Santos et al., 2012). Os mesmos autores estimam que 70% da produção orgânica brasileira provêm da agricultura familiar e que os pequenos produtores, vinculados a associações e grupos de movimentos sociais, representam 90% dos agricultores orgânicos, enquanto que os grandes produtores 10%.

Na produção agrícola orgânica utiliza-se predominantemente recursos endógenos e tecnologias locais adaptadas, com baixos impactos ambientais e baixo custo energético (Altieri, 1987; Gliessman, 2009). Em geral, aumenta-se a demanda por força de trabalho, principalmente no início do processo, período de conversão, quando intensificam-se as práticas no manejo em bases agroecológicas. Talvez esse seja um dos principais motivos que cerca de 70% dos alimentos orgânicos produzidos no Brasil é proveniente da agricultura familiar (Terrazzan e Valarini, 2009; Castro Neto, 2010).

Entretanto, considera-se baixa adesão a este processo uma vez que apenas 1,8% dos estabelecimentos rurais no Brasil (IBGE, 2006), utilizam os princípios agroecológicos na produção. É fundamental a participação ativa dos agricultores familiares, de forma articulada aos demais atores desse processo visando à consolidação e fortalecimento da agroecologia (Urchei et al., 2009).

Mesmo com iniciativas de sensibilização e conscientização ainda consideradas tímidas, estima-se demanda anual acima de 30%, sendo as mulheres, entre 31 e 50 anos de idade, com elevado nível de escolarização e com maior renda, constituem a maioria dos consumidores brasileiros de produtos orgânicos (Darolt, 2001; Darolt, 2002), que valorizam principalmente a saúde humana e ambiental.

Consequentemente, grandes redes de supermercado tem mostrado crescente interesse na comercialização destes produtos, praticando, na maioria das vezes, sobrepreços que nem sempre são repassados ao setor produtivo. Dentre os principais desafios para o crescimento desse mercado de orgânicos, destacam-se (Brasil, 2007; Barros e Silva, 2010): oferta maior e contínua, conscientização e sensibilização dos consumidores, segurança na qualidade (credibilidade), reduzir custos de produção (conversão) e certificação, maior número de empresas certificadas para processamento, crédito eficaz, apoio governamental eficaz, maior variedade e quantidade de produtos, tecnologias adequadas, sistematização das experiências, dados produtivos e de mercado, pesquisas in situ, variedades adequadas, capacitação humana.

2. AGRICULTURA ORGÂNICA

A segurança alimentar e a preservação ambiental são questões comuns à agroecologia (AE) e à agricultura orgânica (AO), ambas tidas como contraponto ao modelo de agricultura moderna (convencional), com definições, paradigmas e princípios diferenciados (Altieri, 1999; Caporal e Costabeber, 2004; Bellon et al., 2011; Abreu et al., 2012). Enquanto a ciência do solo sustenta a AO, a ecologia é a base da AE, que abordando as dimensões agronômica, ecológica, social e política, apresenta subsídios científicos ao processo de transição à sustentabilidade.

No que se refere a bases intelectuais da AO e AE e suas interações, Abreu et al. (2012) analisam distintas combinações, trocas e interações a partir de posições e discursos de pesquisadores e artigos, percebendo que temas voltados à produção familiar e à soberania alimentar são destaques da AE, enquanto que a biodiversidade, proteção das culturas, gestão dos solos, pesquisa participativa e a interdisciplinaridade são temas comuns tanto a AO quanto a AE. Enquanto a AO fundamenta-se em sistemas de produção (Ollivier et al., 2011), a AE centra-se na ecologia de agroecossistemas (Odum, 1969; Gliesmann, 2009), considerando os saberes tradicionais fundamentados numa complexa inter-relação entre as crenças, os conhecimentos e as práticas.

Primavesi (1997) define a AO como agricultura de produtos e a AE como agricultura de processos, cujo paradigma estabelece uma construção ampla de sistemas de produção diversificados em que as interações entre os componentes dos agroecossistemas asseguram condições de fertilidade, produtividade e resiliência (Kaltoft, 1999), proporcionando serviços ambientais aos agricultores.

Estudos de caso realizados por Abreu et al. (2012) revelam que ao dominar o conhecimento dos métodos e dos processos produtivos, os agricultores podem vislumbrar o redesenho dos agroecossistemas, considerados uma evolução conjunta e harmônica das estruturas de produção e da paisagem, em que as fronteiras conceituais e conteúdos entre AO e AE estão em plena evolução. Os mesmos autores afirmam que, no Brasil, verifica-se uma aproximação entre diferentes concepções desse movimento alternativo à agricultura convencional, resultando numa forma híbrida de praticar a agricultura sustentável.

Abreu et al. (2012) também afirmam que a enquanto AO avança nos âmbitos empresarial e patronal, a AE desenvolve-se entre os agricultores familiares e camponeses, impulsionada pelos movimentos sociais e políticas públicas, embora ainda tímidas. Os mesmos autores destacam o caráter político e social da AE, cujas ações estão voltadas aos processos de emancipação de categorias sociais, principalmente daqueles camponeses excluídos durante o processo de modernização da agricultura. A relação entre AO e AE não deve ser analisada de forma polarizada, pois ambas contemplam as dimensões social, ambiental e econômica, importantes para a agricultura familiar.

Rogato (2013) e Bianchini e Medaets (2013) destacam outros fatos históricos, em que a agroecologia começa ser tratada como ciência e o termo agricultura agroecológica substituindo o termo agricultura alternativa; em 1989 foi criado o Consórcio Latino-Americano de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável (CLADES); em 1990 surge a Rede Ecovida de Agroecologia; a partir dos anos 2000, iniciam os Encontros Nacionais de Agroecologia, quando criou-se a Articulação Nacional de Agroecologia (ANA); a partir do ano 2000, com foco na agricultura familiar e na promoção do desenvolvimento rural sustentável, sanciona-se a Lei da Agricultura Familiar (Lei 11.326/2006) e a Política Nacional de Assistência Técnica e Extensão Rural - PNATER (Lei 12.188/2010); em 2003 iniciam-se os Congressos Brasileiros de Agroecologia (CBA) e em 2004 cria-se a Associação Brasileira de Agroecologia (ABA).

A agroecologia é uma ciência que integra conhecimentos de outras ciências naturais, sociais e econômicas, possibilitando análise e proposições técnico-científicas para que a agricultura seja sustentável em sua multifuncionalidade (Bianchini e Medaets, 2013). Tal conceito de sustentabilidade pauta-se na busca permanente de novos pontos de equilíbrio entre dimensões eventualmente conflituosas entre si, em realidades concretas. Os mesmos

autores afirmam que a sustentabilidade em agroecossistemas é relativa, podendo ser medida somente *ex-post*. Assim, com base na aplicação dos conhecimentos da ecologia à produção agrícola, pode-se avaliar a sustentabilidade em sistemas de produção das Unidades Familiares de Produção Agropecuárias, considerando como referência os ecossistemas naturais. Bianchini e Medaets (2013) definem um ecossistema como um sistema funcional de relações complementares entre organismos vivos e seu ambiente, arbitrariamente delimitado, mantendo aparentemente um equilíbrio dinâmico, porém estável, no espaço e no tempo.

Em geral, são constituídos por uma organização hierárquica das partes que os compõem, sendo o indivíduo o nível mais simples, que organizados em grupos da mesma espécie constituem a população, e populações de espécies diferentes constituem a comunidade. Analogamente, para o agroecossistema tem-se as plantas cultivadas individuais (organismos), os policultivos e associações de plantas e outros organismos (comunidades) ao nível das unidades de produção agropecuária, bacia hidrográfica e ou biomas (ecossistemas), tendo com referência as relações homem-natureza em uma evolução histórica (Bianchini e Medaets, 2013).

Portanto, os mesmos autores definem o agroecossistema como a unidade de estudo da atividade agrícola, com enfoque agroecológico, onde incidem os fatores tecnológicos, socioeconômicos e ecológicos para a produção de bens e serviços, ao longo do tempo. E que estará sujeito a um diagnóstico, a um desenho e uma avaliação, passível de mudança ao longo do tempo, possibilitando uma análise em toda a multidimensionalidade inerente às unidades familiares de produção. A sustentabilidade de um agroecossistema é função da combinação harmoniosa das dimensões econômica, social e ambiental. Neste sentido, valoriza-se a agricultura praticada em base familiar, considerando as potencialidades locais-regionais.

O Plano Brasil Agroecológico visa estabelecer a convergência de esforços, com base nos conceitos da produção orgânica e agroecológica, para tornar os processos produtivos agrícolas cada vez mais sustentáveis, atendendo a crescente demanda da sociedade por produtos mais seguros e saudáveis, originados de relações sociais e de comércio mais justas (Bianchini e Medaets, 2013). Para o financiamento de custeio e investimento, os agricultores podem acessar as linhas de crédito específicas para a agricultura orgânica familiar o Pronaf Agroecologia, Pronaf-Eco e Pronaf Floresta (Aquino, 2009; Sambuichi e Oliveira, 2011). Alternativamente, há uma linha de crédito denominada Programa de Agricultura de Baixo Carbono – PROGRAMA ABC, do Plano Safra Agrícola e Pecuário, destinada também a implantação e melhoramento de sistemas orgânicos de produção agropecuária (ABC Orgânico). Os agricultores familiares, convencionais ou orgânicos, poderão recorrer ao seguro agrícola vinculado ao crédito do Pronaf, o Seguro da

Agricultura Familiar (SEAF), em caso de perdas por adversidades climáticas e doenças ou pragas sem técnica de controle conhecida.

Entretanto, ainda há necessidade de ajustes no marco operacional nessas políticas de crédito e seguro, para o pleno reconhecimento das tecnologias utilizadas; a divulgação desses sistemas de produção junto aos agentes financeiros; o estabelecimento de preços mínimos, na Política de Garantia de Preços Mínimos (PGPM) e no Programa de Garantia de Preços da Agricultura Familiar (PGPAF); elaboração de projetos de financiamento.

Os produtos agroindustriais da agricultura orgânicas ou de base agroecológica, são potencialmente mais competitivos, cujas características podem ser tão peculiares que seriam capazes de representar e/ou identificar o local de produção (denominação de origem controlada), associado ao conhecimento tradicional dos agricultores, conquistando cada vez mais consumidores (Krischke e Tomiello, 2009; Wesz Junior, 2010; Bianchini e Medaets, 2013).

Neste contexto, constata-se como desafio a especificidade/complexidade desta cadeia de suprimentos, que requer matéria-prima orgânica, ingredientes autorizados, máquinas e equipamentos apropriados, logística diferenciada de transporte e armazenamento. Portanto, há necessidade de melhor organização dessa cadeia, aumentando a oferta de produtos primários/insumos e adequação às normas específicas sanitárias para o processamento de produtos orgânicos, principalmente para agroindústrias de pequeno porte. Além disso, os instrumentos de crédito oficiais não atendem à realidade das dinâmicas sociais dos agricultores agroecológicos e orgânicos, dificultando o investimento em infraestrutura, máquinas e equipamentos adequados (Weid, 2006).

Apesar das atividades extrativistas de produtos florestais não madeireiros representarem grande importância para as comunidades rurais e/ou tradicionais, há necessidade de desenvolver indicadores sistemáticos sensíveis às questões tanto da produção quanto das condições sociais inerentes. A dificuldade de comprovar direitos de propriedade da terra, não raramente, impede o acesso destes agricultores/extrativistas ao crédito. As políticas de preços mínimos vêm possibilitando o acesso dos extrativistas à Declaração de Aptidão ao Pronaf (DAP) e, por sua vez, elegíveis ao crédito rural. (Bianchini e Medaets, 2013).

Os agricultores familiares podem desenvolver Sistemas Agroflorestais (SAFs) como alternativa na proteção, uso e conservação da vegetação nativa, de forma a atender o Novo Código Florestal brasileiro, Lei nº 12.651, de 25/05/2012. A continuidade das atividades agrossilvopastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas de preservação permanente (APP) também estão asseguradas para a agricultura familiar no Cadastro Ambiental Rural (CAR), desde que se conserve o solo e a água. (Bianchini e Medaets, 2013)

Estratégias, ações e atividades ligadas ao acesso a materiais genéticos (principalmente sementes) adequados a sistemas de produção orgânicos e de base agroecológica, estão organizas no Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (PLANAPO). Bianchini e Medaets (2013) destacam: a produção, resgate e conservação de sementes crioulas e variedades locais, com distribuição geográfica e controle de contaminação genética, incentivando o uso racional de espécies nativas, dando autonomia aos agricultores para guardar, usar, trocar e vender sementes (garantida pela Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica - PNAPO), dispondo de infraestrutura e pessoal para operacionalização dos bancos de sementes; a produção de variedades melhoradas por entidades governamentais de forma integrada às realidades socioambientais, econômicas e culturais do meio rural; a normatização e incentivos para que organizações econômicas, preferencialmente ligadas à agricultura familiar e economia solidária, produzam sementes orgânicas.

A agroecologia e a produção orgânica têm sido cada vez mais abordadas na pesquisa agropecuária brasileira, principalmente a partir do Marco Referencial de Agroecologia, em 2006, editado pela Embrapa. Considerando a agroecologia como ciência, estruturou-se redes de pesquisa, norteadas por portfólios de projetos.

Dentre os canais de distribuição em que a produção orgânica e de base agroecológica tem sido comercializada, destacam-se as feiras livres locais. Nas compras governamentais ocorre o pagamento de até 30% de prêmio para esses produtos, como por exemplo, o Programa de Aquisição de Alimentos (PAA) e o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE), embora ainda observado desconhecimento de gestores públicos no âmbito estadual e municipal. Outros espaços em que os agricultores orgânicos, organizados ou não, conseguem comercializar seus produtos são as cooperativas de consumo, pequenas redes familiares de varejo local, pontos de distribuição especializados em produtos “saudáveis”. (Silva e Silva, 2011; Bianchini e Medaets, 2013).

Tivelli (2012) e Souza e Alcântara (2003) enfatizam que as estratégias de atribuição de preços variam amplamente de acordo com o estabelecimento comercial. Normalmente, o sobre-preço justifica-se pela diferenciação desses alimentos, remunerando a responsabilidade ambiental, equidade social e a oferta de produtos mais saudáveis, culminando em maior qualidade de vida.

A redução de custos de produção e a rentabilidade é função do nível de conhecimento das práticas de manejo orgânico pelos agricultores (Freitas, 2002; Santos e Monteiro, 2004), otimizando o uso da força de trabalho familiar e dos recursos endógenos nas unidades de produção. Para isso, torna-se fundamental a atuação da assistência técnica e extensão rural adequados, promovendo o desenvolvimento rural sustentável.

Neste sentido, a Política Nacional de Assistência Técnica e Extensão Rural para a Agricultura Familiar e Reforma Agrária (PNATER) e o Programa Nacional de Assistência Técnica e Extensão Rural na Agricultura Familiar e na Reforma Agrária (PRONATER) promove ações voltadas a apoiar o cooperativismo e associativismo, além de assessoramento em diversas fases das atividades econômicas, como a gestão de negócios, produção, mercado, entre outras (Bianchini e Medaets, 2013).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil é o terceiro maior país com áreas destinadas à plantação de orgânicos, equivalente a 1,8 milhões de hectares, precedido pela Austrália, com 12 milhões de hectares, e pela Argentina, com 2,8 milhões de hectares (AGÊNCIA BRASIL, 2009).

De acordo com Ormond et al., (2002) a produção orgânica no Brasil, estimada pelo ITC e pelo Instituto Biodinâmico (IBD) em 1998, foi de US$ 90 milhões e de US$ 150 milhões, dos quais US$ 20 milhões no mercado interno, em 1999. Os dados reunidos pelos mesmos autores em seu trabalho permitem uma estimativa de valor de mercado da produção brasileira de orgânicos na faixa de US$ 220 milhões a US$ 300 milhões.

No mercado mundial de alimentos orgânicos estima-se um faturamento de U$20 bilhões e até 2005 deverá atingir a cifra de U$100bilhões. Em torno de 100 países já produzem estes produtos em quantidades comerciais, tendo um crescimento médio mundial de 30% ao ano. No Brasil em 2010 as vendas de produtos orgânicos alcançaram R$ 350 milhões. O valor é 40% superior ao registrado em 2009, conforme os números divulgados por Organics Brasil, organização não-governamental que reúne empresas exportadoras de produtos e insumos orgânicos (BRASIL, 2011). Em 2014 o país teve um excelente ano no segmento de produtos orgânicos, naturais e sustentáveis, com crescimento de 25% em relação ao ano anterior e faturamento de US$ 750 milhões (Organics Brasil, 2015).

A socialização de informações e insumos, o que gera emprego de metodologias de controle social de intercâmbio entre os agricultores, facilitando o aprendizado mútuo com as experiências vividas (Chalub-Martins e Santos, 2012). Portanto, essas questões organizativas interferem junto aos agricultores, podendo levar ao afastamento ou desinteresse. A falta de assistência técnica ou sua atuação precária configura-se em um gargalo que tem implicado em alguns desdobramentos neste cenário (Sarandon, 2009; Padua, 2014). Os agricultores buscam gerenciar a produção a partir de tentativas empíricas, que acabam resultando em erros e acertos (Campanhola e Valarini, 2001).

O beneficiamento de produtos da agricultura familiar é uma importante estratégia que possibilita a conquista de novos mercados, agregação de valor aos produtos, assim como maiores ganhos aos produtores (Vilckas e Mantes, 2007; Oliveira et al., 2011). A comercialização passa a ser realizada em mercados locais, nos quais predominam relações de confiança e maior capacidade de decisão sobre os preços praticados, vivenciando desta forma, a experiência do comércio justo e solidário.

Os sistemas de certificação resultam em agregação de valor e renda aos produtos diferenciados, possibilitam a inserção em mercados internacionais, criam oportunidades de expansão do comércio, garantindo aos consumidores a integridade dos produtos, além de assegurar a credibilidade e o reconhecimento dos consumidores nacionais.

São três os mecanismos de controle para a garantia da qualidade orgânica: a Certificação por Auditoria; os Sistemas Participativos de Garantia (SPG); e o Controle Social na Venda Direta. Para aumentar a fidelidade e confiança em relação aos produtos orgânicos, Villas Boas (2006) e Jensen et al. (2011) sugerem a adição de significados extras para o conceito de alimentos orgânicos, tais como a de origem local, os valores éticos, cuidado e processamento mínimo, e benefícios adicionais para a saúde humana e a qualidade de vida. A divulgação da diferenciação de produtos orgânicos torna-se imprescindível para maior sensibilização de consumidores.

Para a exportação, mas também para o mercado interno, há problemas com o custo da certificação e com as questões técnicas, as perdas na classificação, os problemas de financiamento das estruturas de estocagem e as embalagens para exportação. Com isso há a necessidade de auxílio aos pequenos agricultores, com poucos recursos disponíveis e instrumentos de crédito não adaptados às suas necessidades.

A diferença entre o preço pago pelos consumidores e o que recebem os produtores pode chegar a até 760%, sendo a média de 250%. A realidade dos preços dos produtos orgânicos para os pequenos agricultores que vendem para supermercados muitas vezes não é de prêmio como acontece com alguns produtos orgânicos de exportação e com produtores que vendem direto aos consumidores, nas cestas a domicílio ou nas feiras (Brasil, 2007). Os preços pagos aos produtores pelos produtos orgânicos têm sido bastante atraentes, o que poderia compensar o uso mais intenso de mão-de-obra, uma produtividade provavelmente menor no início da produção e os custos de certificação, fatores muitas vezes mencionados pelos produtores. Já a menor produtividade das lavouras não tem se mostrado uma verdade absoluta, pois já foram registrados casos de manutenção ou mesmo de aumento do rendimento físico da lavoura desde o início da utilização do manejo orgânico (Ormond et al., 2002).

Considera-se cada vez mais difícil o acesso a sementes de variedades de interesse da agroecologia e da produção orgânica. Constata-se uma redução drástica da base genética ofertada no mercado, aumentando a oferta de cultivares geneticamente modificadas e de híbridos. Portanto, é imprescindível incentivar e fortalecer os espaços de resistência a essa perda da biodiversidade (casas ou bancos comunitários de sementes), valorizando o fundamental serviço prestado pelos guardiões de sementes crioulas.

É essencial incentivar e fortalecer a criação animal enquanto componente essencial dos agroecossistemas, principalmente os de base familiar, de modo a promover a segurança e a soberania alimentar dos agricultores, diversificar a geração de trabalho e renda. Portanto, é imprescindível a oferta de espécies, raças e insumos adequados à produção de base ecológica, inclusive livres de organismos geneticamente modificados.

LITERATURA RECOMENDADA

ABREU, Lucimar Santiago; BELLON, Stéphane; BRANDENBURG, Alfio; OLLIVIER, Guillane; LAMINE, Claire; DAROLT, Moacir Roberto; AVENTURIER, Pascal. Relações entre agricultura orgânica e agroecologia: desafios atuais em torno dos princípios da agroecologia. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v.26, p. 143-160, 2012.

AGÊNCIA BRASIL – Empresa Brasil de Comunicação. **Brasil é terceiro maior país com áreas destinadas à plantação de orgânicos**. Brasília: Agência Brasil, 2009. Disponível em: http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2009-02-19/brasil-e-terceiro-maior-pais-com-areas-destinadas-plantacao-de-organicos Acesso em 06 de abril de 2015.

ALMEIDA, G.; ABREU, L.S. Estratégias produtivas e aplicação de princípios da agroecologia. **Revista de Economia Agrícola**, v.56, n.1, p.37-53, 2009.

ALMEIDA, J.; NAVARRO, Z. **Reconstruindo a Agricultura: ideias e ideais na perspectiva do desenvolvimento rural sustentável**. Porto Alegre: UFRGS, 1997. 328p.

ALMEIDA, Silvio G.; PETERSEN, P.; CORDEIRO, A. Crise socioambiental e conversão ecológica da agricultura brasileira: subsídios à formação de diretrizes ambientais para o desenvolvimento agrícola. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2001.

ALTIERI, M. **Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável**. 5 ed. Porto Alegre: UFRGS, 2009. 120p.

ALTIERI, M.A. **Agroecology**: the scientific basis of alternative agriculture. Boulder, CO: Westview Press, 1987. 227p.

ALTIERI, M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agiculture Ecosystems & Environment**, v.74, n. 1-3, p.19-31, 1999.

ALVES, Alda Cristiane de Oliveira; SANTOS, André Luis de Sousa dos; AZEVEDO, Rose Mary Maduro Camboim de. Agricultura orgânica no Brasil: sua trajetória para a certificação compulsória. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.7, n.2, p.19-27, 2012.

AQUINO, J. R. Avanços e limites da política de crédito do PRONAF no Brasil (1996-2008): uma reflexão crítica. **In**: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL – SOBER, 47, Porto Alegre/RS, 2009.

BARROS, J.D.S.; SILVA, M.F.P. Práticas agrícolas sustentáveis como alternativas ao modelo hegemônico de produção agrícola. **Sociedade e Desenvolvimento Rural online**, v.4, n.2, 2010. Disponivel em: <http://www.inagrodf.com.br/revista/index.php/SDR/article/viewFile/81/81> Acesso em 13/04/2015.

BELLON, S.; LAMINE, C.; OLLIVIER, G.; ABREU, L.S. The relationships between organic farming and agroecology. **In**: ISOFAR SCIENTIFIC CONFERENCE, 3.; IFOAM ORGANIC WORLD CONGRESS, 17., 2011, Gyeonggi Paldang. Organic is life. Knowledge for tomorrow: proceedings. Bonn: ISOFAR, 2011. p. 235-238. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/55374/1/2011AA54.pdf > Acesso em: 15/05/2015.

BELTRÃO, Napoleão Esberard de Macêdo. Agricultura orgânica e seu potencial como estratégia de produção. **In:** IV Congresso Brasileiro de Algodão. 2003. Disponivel em: <http://www.cnpa.embrapa.br/produtos/algodao/publicacoes/trabalhos_cba4/412.pdf> Acesso em 13/04/2015.

BIANCHINI, Valter; MEDAETS, Jean Pierre Passos. **Da revolução verde à agroecologia**: Plano Brasil Agroecológico. Brasília: MDA, 2013. Disponível em: <http://www.mda.gov.br/portalmda/sites/default/files/user_arquivos_195/Brasil%20Agroecol%C3%B3gico%2027-11-13%20Artigo%20Bianchini%20e%20Jean%20Pierre.pdf> Acesso em 20/05/2015.

BILLAUD, Jean-Paul. Agricultura sustentável nos países desenvolvidos: conceito aceito e incerto. **Agricultura Sustentável**, p.25-44, jul/dez. 1995.

BORGUINI, R. G.; TORRES, E. A. F. S. Alimentos orgânicos: qualidade nutritiva e segurança do alimento. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v. 13, n. 2, p. 64-75, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Decreto nº 6.323, de 27 de dezembro de 2007**. Regulamenta a Lei nº 10.831, de 23 de Dezembro de 2003, que dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 de dezembro de 2007, Seção 1, p. 2.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 7, de 17 de maio de 1999**. Estabelece as normas de produção, tipificação, processamento, envase, distribuição, identificação e de certificação da qualidade para os produtos orgânicos de origem vegetal e animal. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de maio de 1999, Seção 1, p. 11. (Revogada pela Instrução Normativa nº 64,18/12/2008).

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 16, de 11 de junho de 2004**. Estabelece os procedimentos a serem adotados, até que se concluam os trabalhos de regulamentação da Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003, para o registro e renovação de registro de matérias primas e produtos de origem animal e vegetal, orgânicos, junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 14 de junho de 2004a, Seção 1, p. 4.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 54, de 22 de outubro de 2008**. Regulamenta a Estrutura, Composição e Atribuições das Comissões da Produção Orgânica. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 23 de outubro de 2008a, Seção 1, p. 36.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 64, de 18 de dezembro de 2008**. Aprova o Regulamento Técnico para os Sistemas Orgânicos de Produção Animal e Vegetal. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 de dezembro de 2008b, Seção 1, p. 21.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003**. Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 24 de dezembro de 2003, Seção 1, p. 8.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Mercado interno de orgânicos cresce 40% em 2010**. Brasília: MAPA, 2011. Disponível em: http://www.agricultura.gov.br/comunicacao/noticias/2011/02/mercado-interno-de-organicos-cresce-40porcento-em-2010 Acesso em: 06 de fevereiro de 2015

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Portaria nº 158, de 8 de julho de 2004**. Determina que o Programa de Desenvolvimento da Agricultura Orgânica – PRO-ORGÂNICO, nos assuntos relativos à sua execução, seja assessorado pela Comissão Nacional da Produção Orgânica – CNPOrg e pelas Comissões da Produção Orgânica nas Unidades da Federação – CPOrg-UF. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 de julho de 2004b, Seção 1, p. 5. (Revogada pela Instrução Normativa nº 54 de 22/10/2008).

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola. **Cadeia produtiva de orgânicos**. Série Agronegócios. BUAINAIN, Antônio Márcio; BATALHA, Mário Otávio (Coord.). v.5 Brasília: MAPA/SPA, 2007. Disponível em; <http://www.ibraf.org.br/x_files/Documentos/Cadeia_Produtiva_de_Produtos_Org%C3%A2nicos_S%C3%A9rie_Agroneg%C3%B3cios_MAPA.pdf> Acesso em 25/05/2015.

CAMPANHOLA, Clayton; VALARINI, Pedro José. A agricultura orgânica e seu potencial para o pequeno agricultor. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v.18, n.3, p.69-101, set./dez. 2001.

CAPORAL, F.R.; COSTABEBER, J.A. Agroecologia: aproximando conceitos com a noção de sustentabilidade. **In**: RUSCHEINSKY, A. (Org.) Sustentabilidade: uma paixão em movimento. Porto Alegre: Sulina, 2004. p.46-61.

CASTRO NETO, N.; DENUZI, V.S.S.; RINALDI, R.N. E STADUTO, J.A.R. Produção orgânica: uma potencialidade estratégia para a agricultura familiar. **Revista Percurso**, v. 2, n. 2, p. 73-95, 2010.

CHALUB-MARTINS, L.; SANTOS, S. P. Agroecologia, consumo sustentável e aprendizado coletivo no Brasil. **Educação e Pesquisa**, v. 38, n. 2, p. 469-483, 2012.

CODEX ALIMENTARIUS. **Guidelines for the production, processing, labeling and marketing of organically produced foods**. GL32 – 1999, Rev. 1-2001. Roma, 2001. Disponível em: www.codexalimentarius.org/input/download/.../cxg_032e.pdf Acesso em 22/05/2015.

SAMINÊZ, Tereza Cristina O.; DIAS, Rogério Pereira; NOBRE, Fabiana Góes A.; MATTAR, Roberto Guimarães H.; GONÇALVES, Jorge Ricardo A. **Legislação e os mecanismos de controle e informação da qualidade orgânica no Brasil**. Brasília: Embrapa, 2008. (Circular Técnica, 66). 8p.

DARNHOFER, Ika; LINDENTHAL, Thomas; BARTEL-KRATOCHVIL, Ruth; ZOLLITSCH, Werner. Conventionalisation of organic farming practices: from structural criteria towards an assessment based on organic principles. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 30, p. 67-81, 2010. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1051%2Fagro%2F2009011#close> Acesso em: 15/05/2015.

DAROLT, Moacir Roberto. A evolução da Agricultura Orgânica no contexto Brasileiro. **Vida no Campo Online**, 2011. Disponível em: <http://www.vidanocampoonline.com/index.php/artigos/851-a-evolucao-da-agricultura-organica-no-contexto-brasileiro>. Acesso em: 25/05/2015.

DAROLT, Moacir Roberto. **Agricultura Orgânica**: Inventando o futuro. Londrina: Iapar, 2002. 41p.

DAROLT, Moacir Roberto. O papel do consumidor no mercado de produtos orgânicos. **Agroecologia Hoje**. Ano 2, n.7, p.8-9, 2001.

FONSECA, Maria Fernanda de Albuquerque Costa. **A institucionalização dos mercados de orgânicos no mundo e no Brasil**: uma interpretação. Seropédica: UFRuralRJ/ICHS/CPDA. 2005. 476p. Disponível em: <http://r1.ufrrj.br/cpda/wp-content/uploads/2011/09/d_maria_fernanda_2005.pdf> Acesso em 20/04/12015.

FONSECA, Maria Fernanda de Albuquerque Costa; BARBOSA, Shirlene Consuelo Alves; COLNAGO, Nathalia Fendeler; SILVA, Gisele Ribeiro Rocha da. **Agricultura orgânica:** introdução às normas, regulamentos técnicos e critérios para acesso aos mercados dos produtos orgânicos no Brasil. Niterói: Programa Rio Rural, 2009. 58p. (Manual técnico, 19).

FREITAS, J. C. **Agricultura Sustentável**: Uma análise comparativa dos fatores de produção entre Agricultura Orgânica e Agricultura Convencional. 2002. Dissertação (Mestrado em Economia) - Departamento de Economia. Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

GLIESSMAN, S.R. **Agroecologia**: processos ecológicos em agricultura sustentável. 4.ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2009. 656p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Brasília: 2006. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/default.shtm> Acesso em: 20/02/2015.

IFOAM - International Federation of the Organic Agriculture Movement. **Definition of organic agriculture**. IFOAM General Assembly in Vignola, Italy, 2008. Disponível em: <http://infohub.ifoam.bio/sites/default/files/page/files/doa_portuguese.pdf> Acesso em 18/03/2015.

JENSEN, K.O.; DENVER, S., ZANOLI, R. Actual and potential development of consumer demand on the organic food market in Europe. Wageningen, **Journal of Life Science**, v.58, p.79-84, 2011.

KALTOFT, P. Values about nature in organic farming practice and knowledge. **Journal of the European Society for Rural Sociology**, v.39, n.1, p.39-53, 1999.

KHATOUNIAN, C. A. **A reconstrução ecológica da agricultura**. Botucatu: Agroecológica, 2001. 345p.

KRISCHKE, J. P.; TOMIELLO, N. O comportamento de compra dos consumidores de alimentos orgânicos: um estudo exploratório. **Cadernos de Pesquisa Interdisciplinar em Ciências Humanas**, v. 10, n. 96. 2009.

LAGO, Adriano; LENGLER, Letícia; CORONEL, Daniel Arruda; SILVA, Tânia Nunes. Agricultura familiar de produtos orgânicos: um olhar sob a ótica do marketing. **Revista Extensão Rural**, DEAER/CPGExR – CCR – UFSM, Ano XIII, Jan – Dez de 2006.

LEFF, E. **Saber ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder**. 6.ed. Petrópolis: Vozes, 2008. 343p.

LOMBARDI, M. S.; MOORI, R. G.; SATO, G. S. Um estudo exploratório dos fatores relevantes na decisão de compra de produtos orgânicos. **Revista de Administração Mackenzie**. v. 5, n. 1, p. 13-34, 2004. MATOS FILHO, A. M. **Agricultura orgânica sob a perspectiva da sustentabilidade**: uma análise da região de Florianópolis - SC, Brasil. 2004. 171f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/87583/211866.pdf?sequence=1>. Acesso em: 12/05/2015.

ODUM, Eugene P. The strategy of ecosystem development. **Science**. New Series, n.164, n. 3877, p.262-270, 1969. Disponível em: <http://cmbc.ucsd.edu/content/1/docs/odum1969.pdf> Acesso em 20/05/2015.

OLIVEIRA, D.; GAZOLLA, M.; SCHNEIDER, S. Produzindo novidades na agricultura familiar: Agregação de valor e agroecologia para o desenvolvimento rural. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 28, n. 1, p. 17-49, 2011.

OLLIVIER, G.; BELLON, S.; PENVERN, S. Thematic and citation structure dynamics of organic food & farming research. **In**: ISOFAR SCIENTIFIC CONFERENCE, 3., at the IFOAM ORGANIC WORLD CONGRESS, 17., 2011. Anais… Gyeonggi Paldang, Republic of Korea, 2011.

ORGANICS BRASIL IMPRENSA. **PressKit BioFach / Vivaness 2015**. Curitiba: 2015. Disponível em: <http://www.organicsbrasil.org/pt/imprensa_detalhe/211/presskit-biofach--vivaness-2015> Acesso em: 16/05/2015.

ORMOND, José Geraldo Pacheco; PAULA, Sergio Roberto Lima de; FAVERETE FILHO, Paulo; ROCHA, Luciana Thibau M. da. **Agricultura orgânica**: quando o passado é futuro. Rio de Janeiro, **BNDES Setorial**, n.15, p.3-34, 2002.

PADUA, Juliana Benites. Produção e comercialização de produtos orgânicos pela agricultura familiar em Mato Grosso do Sul. Dourados: UFGD, 2014. (Dissertação de Mestrado). 82f.

PRIMAVESI, Ana. **Agroecologia**: ecosfera, tecnosfera e agricultura. São Paulo: Nobel, 1997. 199p.

PRIMAVESI, Ana. **Manejo ecológico do solo**: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 2002. 533p. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=DHo2zLdESkEC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=true> Acesso em: 23/04/2015.

ROGATTO, L. Agricultura familiar. **Ciência e Cultura**, v. 65, n. 1, p. 8-10, 2013.

SAMBUICHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C. Análise das linhas de crédito do PRONAF para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar. **Cadernos de Agroecologia**, v. 6, n. 2, 2011.

SANTOS, G. C.; MONTEIRO, G. Sistema orgânico de produção de alimentos. **Alimento & Nutrição**, v. 15, n. 1, p. 73-86, 2004.

SANTOS, José Ozildo dos; SANTOS, Rosélia Maria de Sousa; BORGES, Maria da Glória Borba; FERREIRA, Reginaldo Tácio França Vieira; SALGADO, Alberto Bandeira; SANTOS SEGUNDO, Ovidio Angelino dos. A evolução da agricultura orgânica. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v.6, n.1, p.35-41, Pombal, 2012.

SARANDON, S.J. Educación y formación en agroecologia: una necesidad impostergable para un desarollo rural sustenable. **In**: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 2., CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE AGROECOLOGIA, Curitiba, 2009. Anais... Curitiba, 2009.

SILVA, M. G.; SILVA, S. P. Para Além do Acesso: Uma Análise entre Mercados Institucionais e Empreendimentos de Economia Solidária no meio Rural. **Mercado de Trabalho**, v. 49, p. 87-93, 2011.

SOUZA, A.P. de O.; ALCÂNTARA, R.L.C. Alimentos orgânicos: estratégias para o desenvolvimento do mercado. **In**: NEVES, M.F.; CASTRO, L.T. (Org.) Marketing e estratégia em agronegócios e alimentos. São Paulo: Atlas, 2003, p. 332-347.

STUMM, M. G. **A relação entre sistemas de certificação e práticas socioprodutivas na a agricultura ecológica: o caso de Rio Branco do Sul/PR**. 2008. 137p. Dissertação. (Mestrado em Sociologia) – Programa de Pós-Graduação em Sociologia, Universidade Federal do Paraná, 2008. Disponível em: <http://www.reformaagrariaemdados.org.br/sites/default/files/2008%20Dissertacao%20Michelli%20Goncalves%20Stumm_0.pdf>. Acesso em: 20/04/2015.

TERRAZZAN, Priscila; VALARINI, Pedro José. Situação do mercado de produtos orgânicos e as formas de comercialização no Brasil. **Informações Econômicas**, v. 39, n. 11, 2009. Disponível em: <ftp://ftp.sp.gov.br/ftpiea/publicacoes/ie/2009/tec3-1109.pdf>. Acesso em: 19/04/2015.

TIVELLI, S. W. Orgânicos são caros. Por quê? **Revista Pesquisa & Tecnologia**, p. 1-15, 22 maio, 2012.

URCHEI, M. A.; PADOVAN, M. P.; LEONEL, L. A. K.; KOMORI, O. M.; SAGRILO, E.; MOTTA, I. S.; SOUSA, M. T.; PASCHOALICK, H. N. S. Implantação de polos agroecológicos para o desenvolvimento territorial da agricultura familiar em Mato Grosso do Sul, Brasil: dificuldades e avanços. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 2879-2882, 2009.

VILCKAS, M.; NANTES, F. D. Agregação de valor: uma alternativa para a expansão do mercado de alimentos orgânicos. **Organizações Rurais e Agroindustriais**, v. 9, n. 1, 2007.

VILLAS BOAS, L. H. B. et al. Comportamento do consumidor de produtos orgânicos: uma aplicação da teoria da cadeia de meios e fins. **Organizações Rurais e Agroindustriais**, v. 8, n. 1, 2006.

WEID, J. M. V. D. A transição agroecológica das políticas de crédito voltadas para a agricultura familiar. **Agriculturas**, v. 3, n. 1, 2006.

WESZ JUNIOR, V. J. Política pública de agroindustrialização na agricultura familiar: uma análise do Pronaf-Agroindústria. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 48, n. 4, p. 567-596, 2010.

WOLLNI, M.; ANDERSSON, C. Spatial patterns of organic agriculture adoption: Evidence from Honduras. **Ecological Economics**, v. 97, p. 120-128, 2014.



CAPÍTULO 17

Agricultura Biodinâmica

Wagner Luiz Polito

1. O MODELO BIODINÂMICO DE AGRICULTURA

1.1. Prólogo

No ventre da terra (componente físico) podem ocorrer processos de transformação essencialmente biológicos. Seres vivos simbiontes digerindo matéria orgânica sintetizando espécies nitrogenadas que são alimento para plantas com mediação de verdadeiros sistemas de gerar máquinas de ferramentas enzimáticas (proteínas que são biocatalisadores) em processos vitais no interior de células de vegetais. As plantas são organismos vivos e são etéreas. É o que explica como após uma queimada, a vegetação refloresce intensamente sem nenhum aporte de nitrogênio: os restos de vida são amonificados e nitrificados no solo gerando novas máquinas de ferramentas e uma nova intensificação biológica.

Também, no ventre dos bovinos – animais que fazem parte do mundo físico – ocorre ao longo do processo digestivo a síntese de biopolímeros nitrogenados (proteínas que vão servir de combustível ao homem e aos animais).

Assim, neste processo, do mesmo modo que o grande sol está constantemente doando material de seu próprio corpo – para que se mantenha a vida – os seres vivos sublimam-se – queima e morte – consumindo-se para produção de energia (calor), o que resulta na transformação da matéria em água e de gás carbônico.

No solo vivo, a argila faz parte do processo vital. São minerais finamente divididos que sempre se mantém neutros entre a sílica e o calcário. No reino mineral, as argilas têm a função de neutralizar as forças catalisadoras, afetando as transformações por meio da água, sequestrando-as e liberando-as depois.

As transformações de energia que geram vida são encontradas nas folhas das plantas (no limbo foliar, onde estão os cloroplastos) e, fisicamente, levam à transformação e repetição, o que alcança dimensões incríveis no interior das células. Também, este processo repetitivo está presente nas pétalas das flores, nos pistilos, nos estames e nas sementes das plantas durante o processo de floração.

A esta repetição de vida sistemática e multiplicadora, os alquimistas designavam de PROCESSO MERCÚRIO. Mas, no processo de floração (que ocorre nas pétalas das flores, nos pistilos, nos estames e nas sementes dos vegetais), nesse caso, ele não trabalha isoladamente. Para a floração, ocorre um evento de intensificação microcósmica, com interveniência simultânea de outros processos, que os alquimistas designavam de SULF, SAL, juntamente com MERCÚRIO.

Da mesma maneira, processos vitais tipicamente MERCÚRIO explicam como os micro-organismos dos ruminantes (tipicamente vegetarianos), geram a carne a partir de gramíneas, leguminosas e grãos de matéria vegetal ao cumprirem seu ciclo de vida. É daí que sai o nitrogênio proteico da carne e, citando o filósofo alemão LUDWIG FEUERBACH, quem disse que somos o que comemos, os desavisados podem entender o seguinte:

"Vacas comem capim, portanto são capins.

Macacos comem banana, portanto são bananas.

Galinhas, patos e gansos comem milho, portanto são milhos.

Assim, onças que comem vacas estão, na verdade, comendo capins.

Uma cobra que come um macaco está, na realidade, comendo bananas.

Um gambá que come galinhas está, na realidade, comendo milho.

E, um gato que come passarinhos está, na realidade, comendo alpiste...

São todos, portanto, vegetarianos. Viva a República Vegetariana!”

Na verdade, com essa brincadeira, uma metáfora filosófica de Ramiro Correa Jr. (em OS PÁSSAROS) mostra-se que tudo isso reflete a vida. Vegetais e animais se interagem por meio de processos controlados e mediados por energia.

As ciências buscam entendimentos na Bioquímica, na Biofísica, na Biologia, Biologia Molecular e na Engenharia. Sempre usando o plano racional e a regularidade de Leis Naturais que explicam os fenômenos e, na prática, o homem mimetiza a natureza. Usa o frio para conservar e o calor para produzir energia (movimento), tendo a água como meio e o solo como substrato, aproveitando a luz (energia do sol) e o calor para produzir açúcares (fotossíntese) e o ar como fonte de nitrogênio. Usa o tempo a seu favor (viabilizando a transformação da matéria e energia), tornando viáveis no tempo (por catálise) os processos lentos. Assim, implicitamente, são envolvidos os quatro elementos da Alquimia (Terra, Fogo, Água e Ar) e os três princípios da Alquimia (Sulf, Sal e Mercúrio).

Como parte dessas atividades surge a Agricultura, com sua abordagem prática e, quase sempre, visando o máximo de produtividade, sem pensar muito na terra como ser vivo. Produzem sem imaginar que existem práticas agrícolas “limpas” que obedecem a critérios ecológicos, sustentáveis e conservacionistas. Essas práticas “verdes” abordando um saber nem sempre tangível. Hoje em dia reconhecido pela UNESCO como o Sétimo Saber ou Saber Noológico, com uma visão do transcendente do mundo, ou daquilo que envolve um cognicismo superior. Ou seja, tentando usar a intuição para o saber das coisas direcionando o ser para as grandes verdades e que não se manifestam em organismos desequilibrados no físico e sem o preparo mental e, principalmente, o devido preparo espiritual

(Noológico). Este sétimo saber força o desenvolvimento do potencial criativo de uma pessoa adulta, pois alia perseverança, inteligência e senso de observação, com interpretação da verdade à luz de conceitos metafísicos ou trans-empíricos.

Neste sentido, a visão de Ideais Arquetípicos, tem valor. É espantoso, mas, existe uma grande distância entre o saber filosófico e o saber científico, que é apenas de perspectiva, pois, nos tempos atuais existe um medo injustificável e enorme de se tentar aproximar os dois assuntos (Filosofia e Ciências). A academia, que hoje indaga sobre os problemas do interdisciplinar em suas várias frentes e possibilidades, deveria sentir-se encorajada diante da aproximação das filosofias às matemáticas e químicas – e vice-versa. E, no pano de fundo desta estruturação filosófica, parece que não é absurdo dizer que há uma Antroposofia (em que o centro de tudo é o ser humano), seja explícita ou implicitamente. E, na verdade, um esquema bem simplificado poderia dar a ideia de como, a partir do que, e por onde começar:

Na subjetividade há três grandes divisões, como segue:

→ Sensibilidade (correspondente às categorias de Tempo e Espaço)

→ Entendimento (que é metafísico, trans-empírico)

→ Razão (também metafísica, trans-empírica)

E aí surge uma questão intuitiva, essencialmente metafísica: em seres vivos, como os humanos, animais e plantas, as sensações – sensibilidade (o sentir as coisas), ao lado do querer (vontade), saber (razão), fazer (ação), bem como o querer fazer, ousar fazer e o fazer querer – são ligados à que?

Porém, dizem os filósofos, com muita prudência, que não basta “intuir” o objeto, porque é necessário pensar o objeto intuído.

O mundo científico moderno não admite que se acredite em qualquer coisa. Assim, as respostas a respeito de grandes questões são as negações e as afirmações comparativas. E, novamente, as respostas auto afirmativas e auto referenciadas são irrelevantes. Quando se questiona: Por que matéria atrai matéria? “Porque sim” e “coincidência significativa” são respostas aceitáveis. Aqui se tem a nova realidade da “ciência moderna”. Os novos deuses são: a gravidade, a eletricidade, o caos/acaso, entre outros neologismos. E, a partir destas forças “impessoais”

tenta-se explicar todo o mundo. Engraçado que esta é uma tendência naturalmente humana, pois antigamente os fenômenos naturais eram atribuídos aos deuses da água, do fogo, da terra e do ar (algo que tinha a ver com ideias originais arquetípicas). Mas, agora, são atribuídos às "forças imanentes" e elas são totalmente impessoais e tudo é consequência, acaso e/ou coincidência, como queira.

Este é o impasse da "ciência moderna" que propõe algo insólito e as "forças naturais" foram desumanizadas. Nessas condições e, por consequência, também, os seres vivos estão sendo desumanizados, não são mais seres dignos e livres; tratando-se de reprodutores ou fornecedores de células-troncos e de prazeres desumanizadores.

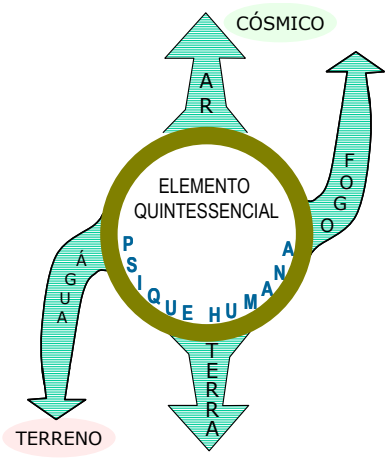
Assim, é difícil aceitar ideias envolvendo buscar as verdades fora do saber racional e aí se entende como a QUÍMICA – descrita e entendida como ciência da metodologia analítica e metodologia das sínteses – pode ajudar a pesquisa científica com o entendimento noológico da pesquisa. Como ciência, pode ajudar muito por tratar-se da ciência do e da referenciação. Ambos é fundamentais para despertar a vontade de entender o saber Noológico que é fundamental para se tentar compreender a Visão ANTROPOSÓFICA E BIODINÂMICA DA AGRICULTURA.

1.1.1. Um pouco de detalhes sobre os elementos e princípios que regem a vida segundo a alquimia

Originalmente criado na China, a Teoria dos Quatro Elementos foi realmente melhor desenvolvida nos tempos de ARISTÓTELES. A base da TEORIA DOS QUATRO ELEMENTOS é um tema árido. ARISTÓTELES acreditava que o mundo físico era um reflexo de outro mundo e que existiam em estado puro, na forma de arquétipos e em perfeito estado de pleno desenvolvimento. Da mesma forma, os PRINCÍPIOS ARISTOTÉLICOS estabelecem os "elementos" da Alquimia como ideais arquetípicos de perfeição: TERRA, ÁGUA, AR e FOGO, que devem ser interpretados não como verdadeiros elementos químicos, mas, fundamentados muito mais na intuição do que na razão (em bases científicas, com hipóteses e experimentação).

Segundo ARISTÓTELES, o que vê no mundo físico é produto final de uma série de metamorfoses que se inicia a partir de uma ideia pura (um arquétipo) que passa a ter sua existência na matéria condensada (terra) como criaturas, na forma de minerais, plantas e humanos. Esses pensamentos criativos são concebidos e, então, o universo e tudo o que existe como formas na realidade física são originadas a partir desse imenso potencial energético distribuído como IDÉIAS ORIGINAIS. Não é um simples "criacionismo". As ideias se auto organizam na realidade física de acordo com determinados padrões de comportamento. Esses padrões de comportamento estão presentes em todos as

coisas vivas, em maior ou menor grau, e são o resultado de Forças da Vontade se movendo através dos fenômenos do universo finito. O padrão dessas forças e energias comporta-se de uma maneira tão característica que passa a ser entendido como ELEMENTOS ou Fenômenos Universais Fundamentais. Assim, acima de tudo, TERRA, ÁGUA, AR e FOGO são muito mais do que Terra, Água, Ar e Fogo como são compreendidos no plano físico.



Na esfera da natureza física perceptível (ou seja, sem nenhuma associação trans-empírica e/ou metafísica de ideias originais arquetípicas), a unidade é o produto de um equilíbrio dinâmico entre extremos em que a TERRA é escura densa e pesada (METÁFORA DE CORPO FÍSICO) e, acima de tudo o essencial entender o homem no centro.

Seu oposto é o AR, leve e livre, tendo a ver com a luz e brilho em seu ambiente aberto (METÁFORA DE CORPO ESPIRITUAL). A ÁGUA é fria e molha, movendo-se de lado através dos dois diferentes elementos anteriores (METÁFORA DO CORPO MENTE, ou RAZÃO). O FOGO representa o calor, que tem a ver com o seco e se move para cima (METÁFORA DA “VONTADE” que rege a intermediação entre o CORPO FÍSICO e O CORPO MENTAL, sendo ele um CORPO ASTRAL, uma espécie de réplica intermediária entre o que é menos sutil e o ESPIRITUAL).

Primariamente, então, focaliza-se o que é físico e perceptível. Numa esfera mais abrangente, a inclusão dos ideais arquetípicos e neste segundo plano, os aspectos relativos às transformações como ocorrências de seres vivos (em que inclui neste rol a própria Terra) e, também, a contínua criação e crescimento de novos corpos para novas criaturas, independentemente do descarte de corpos mortos que são removidos. Nesta direção, uma forma de

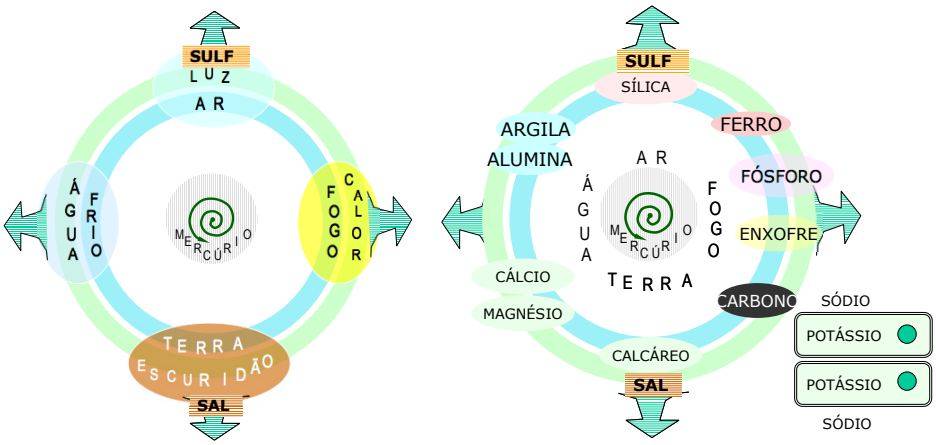
entendimento diferente é fornecida pela Alquimia. Ainda hoje aplicável da vida moderna. A alternância da qualidade dos elementos químicos e os seus correspondentes movimentos resultam nas reações químicas locais e nos fenômenos climáticos, que simultaneamente as controlam.

Essas transformações dependem acima de tudo dos três processos empregados pelos alquimistas desde PARACELSO para descrever os o milagre da ressurreição da vida daquilo que sobra da morte:

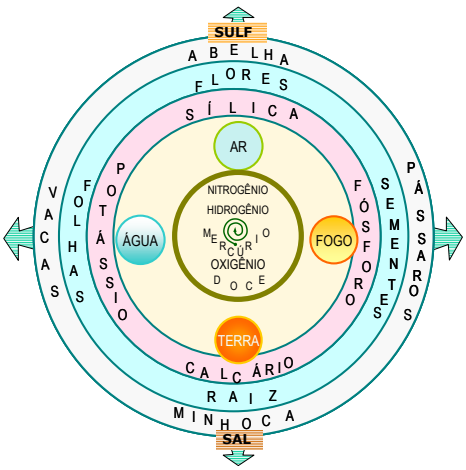
1. PROCESSO SAL: Absorção, precipitação, ir em direção ao ser.

2. PROCESSO MERCÚRIO: mudanças catalisadas, repetição pelo mercúrio e,

3. PROCESSO SULF (ENXOFRE): Princípio da volatilidade e da evanescência: enxofre, queima, dissipação, sublimação e fragrância.

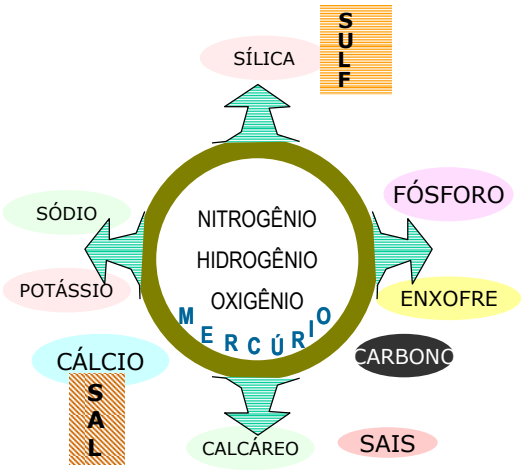


TERRA, ÁGUA, AR e FOGO são “qualidades” que descrevem o incrível e sutil jogo de forças que governam os fenômenos físicos e, portanto, muito mais do que uma composição física ou massa. As interações entre os quatro elementos ocorrem no realinhamento das forças que guiam todos os fenômenos naturais. Tudo isso explicado e governado pela ação dos três princípios da Alquimia.



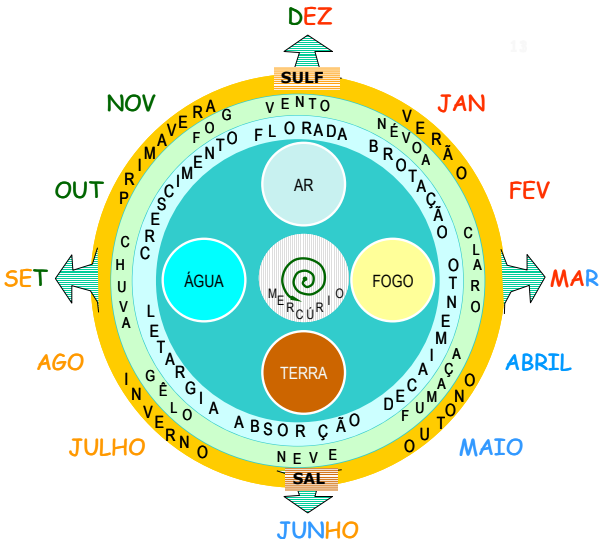
Vida, então tem um significado. Tanto nos minerais, como nos humanos, nas plantas e nos animais estão sempre em alternância os processos SAL e SULF. Na vida vegetativa se descrevem exatamente a ação do potássio e do fósforo. O potássio (SAL) provoca o desenvolvimento, ajuda na produção da vida. O fósforo acelera o processo de emergência de novos seres.

A vida requer um equilíbrio e essas relações de equilíbrio (essencialmente dinâmicos) e balanços de energia e massa. Essas relações não são exclusivas para o homem, mas valem para os reinos: vegetal e animal e mineral. Esse raciocínio HOLÍSTICO não deve ser interrompido quando se consideram outros sistemas vivos.



Aí se destaca a grande diversidade de seres vivos, com a alternância da qualidade e quantidade dos elementos (da ALQUIMIA) e os correspondentes movimentos e CICLOS dos fenômenos naturais, ocorrências que geram a sensação de CLIMA. Observar bem as Figuras apresentadas associando-as com a Filosofia Antroposófica em que o homem é a essência de tudo.

Sob esta visão do pensamento dos alquimistas, dos Quatro Elementos TERRA, ÁGUA, AR e FOGO e dos três princípios da Alquimia, têm-se uma visão das influências específicas nos grandes fenômenos (ciclos com alternância de eventos naturais) e que permitem a compreensão dessas forças como a principal ferramenta no entendimento da VIDA.



Não sendo este texto um Manual de Alquimia, nesse ponto torna-se interessante uma ampliação desse domínio, para o bom entendimento da AGRICULTURA BIODINÂMICA, introduzindo definições e conceitos.

1.2. Definições

1.2.1. A agricultura biodinâmica

Os métodos Biodinâmicos tiveram por princípio os conselhos e os seminários proferidos por RUDOLF STEINER, um filósofo croata conhecido por sua visão de mundo designada como “ANTROPOSOFIA”, definida como uma CIÊNCIA DO ESPÍRITO, colocando o homem no centro de tudo. O qualitativo BIODINÂMICO significa que se trabalha de acordo com as energias que criam e mantém a vida. STEINER foi uma pessoa que de algum modo conseguiu ver além do que os demais. A pedido de um grupo de agricultores que estavam preocupados com a degeneração de suas sementeiras, na década de 1920, proferiu uma serie de palestras que foi denominado de Curso Agrícola (CA).

Nestas práticas agrícolas o objetivo é restituir ao solo a matéria orgânica (MO), na forma de substâncias que aumentem a concentração de húmus (ácidos húmicos, fúlvicos e huminas), aumentando a qualidade da terra e com isso aumentando sua fertilidade. Este aumento de fertilidade é decorrente da restauração de uma condição de equilíbrio funcional do solo, por vitalização, intensificação e vivicação da terra que deve ser vista como ser vivo e não um aglomerado de substâncias minerais inertes, mas tratando-a como “terra viva”, ou seja, algo que abriga toda uma flora e fauna microbiana (fungos e bactérias), com todas as condições para que esse ser vivo solo possa estabilizar-se, desenvolver-se e manter sua atividade. Os métodos Orgânicos e Biodinâmicos não negam a importância dos componentes minerais do solo. E nem renegam a relevância dos fertilizantes (macro e óligo-elementos), mas reafirma incontestavelmente o manejo criterioso matéria orgânica como tendo um papel de destaque sobre a matéria orgânica, na manutenção do equilíbrio de micronutrientes. Na Biodinâmica não se limita a dar importância da fertilização aos elementos: nitrogênio, potássio e fósforo. Mas se destaca o relevante o papel dos micronutrientes. Estes, na verdade, são protagonistas como ativadores da biocatálise enzimática, hormônios de crescimento (auximas) e outros vetores de reações energéticas.

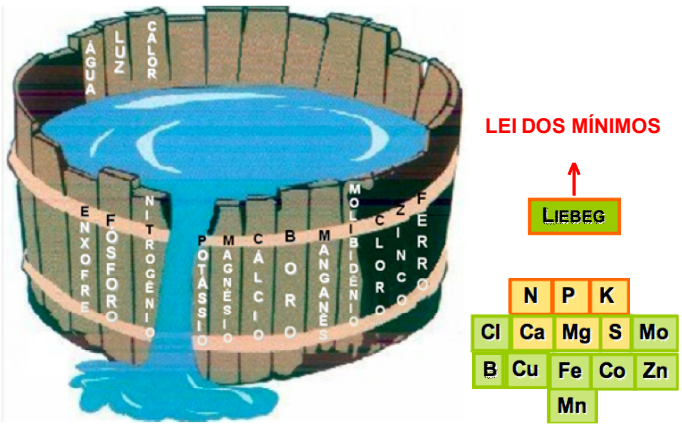
Já, em 1924, STEINER havia apontado a importância dos elementos mais sutis, componentes minoritários (óligo elementos) nos processos de crescimento vegetativo normais e patológicos.

Também se deve enfatizar que a Agricultura Biodinâmica difere da Agricultura Biológica. Nesta modalidade, não importa muito a natureza da matéria orgânica enquanto que na Agricultura Biodinâmica, há restrições sobre o que compostar, sendo sempre preferível, ou esterco de curral ou a própria substância húmica já elaborada (ou extraída).

Também, nas práticas da Biodinâmica empregam-se os preparados, espécies muito úteis de inócuos que potencializam a ação microbiana por meio de forças cósmicas.

Historicamente, na época das palestras de STEINER (1922-1924) e posteriormente, na fase de experimentação de suas práticas, até 1930, o domínio do conhecimento agrícola se baseava nos estabelecimentos de Justus Von LIEBEG.

A concepção de LIEBEG é química e com foco muito estreito e míope na Lei dos Mínimos e dos Máximos, considerando importantes, por si só, nitrogênio, potássio e fósforo. LIEBEG se preocupava com os óligo-elementos, olhando o esterco de curral como algo “sujo” ou uma imundície. Só muito mais tarde, na década de 1950 é que se deu valor aos micronutrientes.



Os vegetais são constituídos de apenas entre 2,0 a 5,0 % de matéria inorgânica, sendo elevado o conteúdo de substâncias orgânicas (algo entre 15 a 20 % na forma de: Proteínas, Carboidratos, Amidos, Celulose, Pectina, Amilo-Pectinas, açúcares redutores) e cerca de 70 % ou mais de água. A Tabela 1 a seguir traz a composição de todas as substâncias que constituem a MATÉRIA VEGETAL SECA.

Tabela 1.
Os elementos que constituem a matéria vegetal seca

ELEMENTOS ESTRUTURAIS	1 2 3 4	Carbono Hidrogênio Oxigênio Nitrogênio	95% 4 Elementos
MACRO	1 2 3 4 5 6 7 8	Cálcio Fósforo Potássio Magnésio Enxofre Silício Cloro Sódio	4 % 8 Elementos
ÓLIGO ELEMENTOS OU MICRO ELEMENTOS	1 2 3 4 5 6 7 8 (…)	Cobre Ferro Zinco Manganês Molibdênio Lítio Boro Cobalto *e outros*	1 % ou menos 8 Elementos (…) ou mais

Para a maioria das pessoas é muito difícil de entender quando se fala em ciência espiritual, forças cósmicas atuantes, forças terrenas, entre outras coisas. Na verdade, é difícil o entendimento de que solo tem vida e fica doente e que sua depende de uma interação entre energia e matéria.

O crescimento vegetativo ocorre por absorção de energia do sol por meio da fotossíntese e do calor gerado por processos bioquímicos transformando energia eletromagnética (fótons de luz) em energia química (com alta eficácia). Estes fenômenos só podem ser explicados sabendo-se sobre a interação entre os estados quânticos da energia e os estados quânticos da matéria para o aproveitamento do anidrido carbônico absorvido do ar com liberação de oxigênio.

Exatamente por isso é que se torna necessária uma melhor visualização do tema para o bom entendimento dos Métodos de Agricultura Orgânica e Biodinâmica, explicando esta visão de modo claro e sem subterfúgios.

1.3. A visão biodinâmica e antroposófica

A visão BIODINÂMICA e ANTROPOSÓFICA da Agricultura é construtiva, daí sua importância. Primordialmente se busca a produção de alimentos de qualidade para nutrição humana, respeitando os reinos da natureza e os seres que habitam a terra.

É fundamental que sejam considerados os dois pontos essenciais relacionados com a Agricultura Biodinâmica: (1) Deve haver uma compreensão de que o homem é o elemento central do cultivo biodinâmico; (2) É a essência do seu olhar; sua capacidade de fazer, julgar ou agir que resultam no êxito pleno de uma propriedade e sua durabilidade como organismo vivo.

A terra e os alimentos constituem preocupações essenciais. Com isso, a Agricultura Biodinâmica comporta uma responsabilidade social que não pode ser ignorada: Não pode ocorrer uma competição ou concorrência, mas deve-se procurar desenvolver uma fraternidade dentro dos domínios econômicos.

A visão biodinâmica ajuda a refletir sobre muitas dúvidas e questões encontradas no dia a dia e como viabilizar a aplicação da FILOSOFIA ANTROPOSÓFICA. Isso implica em integrar pecuária e agricultura, o que representa um desafio para todos e, torna-se muito útil um intercâmbio de informações dentro de uma visão positiva, necessariamente.

Com base nesses aspectos mencionados, dois pontos fundamentais devem ser considerados:

(1) Deve haver um comprometimento e um engajamento de todo o pessoal, e o responsável pelos trabalhos é o responsável direto pelo “organismo agrícola”.

(2) É indispensável que o responsável adquira um sentido do vivo, conhecimento da vida e das forças que agem sobre ela.

Tendo um enfoque holístico, serve de modelo, não há dúvidas de que no futuro a AGRICULTURA MODERNA (com práticas tendo por base o calendário e uso de produtos) terá o enfoque BIODINÂMICO, porque parece ser o único caminho viável para manter a saúde humana e a preservação de recursos naturais. Assim, tem relevância as palavras proféticas de seu principal mentor: “A humanidade não tem outra escolha a não ser aprender

algo de novo, nos diferentes domínios, a partir das inteiras ligações dos mundos ou deixar a natureza morrer e degenerar, assim como a vida humana (RUDOLF STEINER, 1924).

Realmente, é diferente a visão da Agricultura Biodinâmica. Fundamenta-se muito no entendimento de Energia. De um lado pela concepção de um “organismo agrícola”, que tem uma individualidade natural e própria. De outro lado o conceito de adubação não como reposição de nutrientes, mas, como vitalização do solo permitindo que as plantas elaborem seus nutrientes. Na concepção biodinâmica, plantas não adoecem. O solo é que perde sua saúde e deve ser tratado. Os Preparados Biodinâmicos constituem os “meios” de alcançar e harmonizar (energeticamente) os processos vitais desse organismo vivo.

Ao se procurar compreender o significado da propriedade como um organismo agrícola vivo, necessariamente, recorre-se à um modelo de tri-membração. Para aplicação da ANTROPOSOFIA no cotidiano humano prático; o “Homem é o fundamento”. Assim, pode-se meditar as seguintes imagens:

(1) O correspondente da cabeça humana (polo encefálico, neuro-sensitivo) é o substrato rochoso, onde ocorrem as formas mais cristalinas da natureza.

(2) As imagens arquetípicas da criação provenientes do sol, dos planetas, do cosmos (hierarquias espirituais) são captadas num ambiente receptivo, como ideais de criação. É o meio adequado, inerte e cristalino, tal qual o meio onde nossos pensamentos e ideias são captados: no cérebro.

(3) As substâncias argilo-minerais “levam para cima – em corrente ascendente – os arquétipos ou ideais (forças cósmico-espirituais) do vir a ser forma viva”.

(4) Substâncias Húmicas e Fúlvicas “fixam o elemento telúrico (matéria e forças telúricas)”. Argila e Húmus interpolam “os ideais da criação e a criação viva concreta (matéria, forma e essência) sobre a superfície do solo”. Assim, na Agricultura Biodinâmica, há um enfoque muito particular sobre o papel de destaque; (na vida vegetal e animal) das matérias húmicas e fúlvicas. Tais substâncias acentuam nos alimentos (se houver reciprocidade), os ideais arquetípicos da criação daquilo que se designa víveres (alimentos, ou que é o vir a ser forma viva).

(5) Na matéria húmica e fúlvica do solo é que se fixa o elemento telúrico ou o Elemento Terra, da Alquimia. As substâncias húmicas e fúlvicas são constituídas de macromoléculas polares, formando momentos de dipolos positivos e negativos que interagem com a energia (solar e/ou cósmica).

OBSERVAÇÃO: Por reciprocidade pode-se entender a polaridade, associação e dissociação como fenômenos vitais globais. Por exemplo, fotossíntese e respiração. Por intermédio da ação da Luz / Calor do sol, sob a ação de catálise (Processo Mercúrio) envolvendo N, P, K, Ca, Mg, S, micro elementos e, ainda, determinados metais e semi-metais em dosagens homeopáticas (Elemento Terra), VIDA (luz do sol transformada) surge na união do líquido (Elemento Água) com o Gasoso – CO_2 (Elemento Ar); o resultado é um ser vegetal vivo.

Não foi ao acaso que a cultura civilizadora mais antiga da Terra associou o bovino ao sagrado. Mas sim, devido à consciência típica da época. Num discernimento elevado de clarividência atávica é que se percebia o espiritual no processo. A consciência racional intelectiva libertadora e dissociante do homem moderno jamais permitiria tal percepção. Veja a figura abaixo para melhor entendimento. Trata-se de uma ilustração sobre o papel de cada componente do sistema e das forças ou energias que são apropriadas e consideradas no cultivo BIODINÂMICO. Inclui-se uma representação dos elementos da Alquimia (como arquétipos de ARISTÓTELES) e dos princípios da Alquimia (de PARACELSO).



Nesta cadeia de processos sempre se deve ter em mente a importância da matéria húmica na matéria condensada, em que os momentos de dipolo são estabelecidos em moléculas com polaridade e esses polos magnéticos são responsáveis pelo “desvio” do caminho óptico da energia eletromagnética incidente, o que é caracterizado por absorção ou refração da luz ou energia. Ou seja, a componente magnética da luz interagindo com a componente magnética do solo (momentos de dipolo causados pela polaridade dos poli-eletrólitos húmicos e fúlvicos). Esses fenômenos são mais sutis e o que se considera é o fato de se ter as energias dos corpos celestes (sol, asteroides e planetas) refletidas na Lua e incidentes sobre a Terra. Associações e dissociações são fenômenos da matéria (elemento Terra e elemento Água). Estes e outros fenômenos químicos estão presentes as substâncias húmicas (ácidas). Estas moléculas (no solo e nas plantas) sofrem protonação (ganham prótons) e deprotonação (perdem prótons), oxidação (perda de elétrons) com a consequente eletronação (redução) do par REDOX, e/ou se complexam formando estruturas organizadas (quelatos ou associação com íons) que também se dissociam e/ou se desproporcionam e são responsáveis pela verdadeira fábrica de açúcares (iniciada pela fotossíntese) nos cloroplastos, com a interveniência de anéis pirrólicos complexados com íons de magnésio.

Deve-se considerar agora como se pode intervir em relação ao âmbito do meio físico (no solo), envolvendo argila e húmus; entre a rocha (ideação) e a superfície (criação). Se, no caso o solo fosse arenoso, adicionar-se-ia pó-de-rocha de maneira que o intemperismo biofisico-químico se incumbiria de produzir um adicional de argila, na escala envolvida. Lembrando-se que Cálcio e Silício devem se fazer sempre presentes em íntima associação com argila e húmus.

O cálcio é um elemento com capacidade de manter com os óligo-elementos, relações privilegiadas. É o que ocorre com o boro, que tem a capacidade de manter o cálcio solúvel e “trocável”, aumentando sua movimentação nas plantas. Adicionalmente, o cálcio desempenhando ele próprio o papel de óligo-elementos (ou quase), age como antitóxico em relação a eventuais excessos de Mg, Fe, Cu, Mn e Zn.

O cálcio ocupa posição central na proteossíntese, atuando, portanto, como um dos elementos que aumenta a resistência entomológica das plantas. Também, tem papel relevante nos fenômenos complexos de relações com a matéria orgânica e, em essência, na intervenção com micro-organismos.

No meio tropical, em que as chuvas “lavam” incessantemente o solo, atenção especial deve ser dada ao cálcio e ao magnésio. O húmus assume posição central no organismo da fazenda. É o componente responsável pela Capacidade de Troca Catiônica (CTC) do solo. A ponto de se poder deduzir que o próprio planejamento em execução

em uma propriedade / organismo com relação ao húmus, deve considerar um rebanho bovino – com muitos chifres – que digere o mundo vegetal diversificando-o em rotação espaço-temporal, de maneira a crescer, reproduzir, morrer e renascer e produzir esterco na quantidade suficiente para o que seja necessário produzir “tudo” na fazenda. - Assim, tudo o que vive sobre a superfície do solo, vive numa espécie de “metabolismo de ventre” correspondente ao membro-metabólico no homem. As volições humanas à montante das ações concretas surgem no membro-metabólico (polo da vontade que é o querer da terra).

Antes de se considerar o campo ANTROPOSOFIA – BIODINÂMICA – DEMETER (Deusa Grega da Fertilidade), deve-se ainda considerar duas outras imagens.

Primeiro, a imagem da polaridade silício e o cálcio:

- A sílica é “responsável pelo vir a ser alimento”; animal e humano. E, o cálcio, “pelo crescimento e reprodução”.

- Ambos se interpõem cada um tendo seu papel específico nos processos cósmico-telúricos mencionados, caracterizando uma relação entre opostos (Terra/Ar).

Portanto, a propriedade agrícola, passa a ser uma individualidade que processa uma relação entre a terra e o cosmo, com interveniência de silício e cálcio. Há uma evidente associação holística, com a terra sendo também um ser vivo em que a vida é mantida pelos organismos vegetais.

Assim como o ser humano tem um Corpo Físico, um Eu Próprio (seu cérebro com neurônios, sua mente, ou seja, suas conexões neurais), também, “o Indivíduo Propriedade Agrícola” tem uma alma (que pode ser entendida como sede do espírito). Na Noologia do ser vivo Terra, sua alma é constituída pelos animais inferiores e superiores em contato com a energia cósmica (astros celestes) e seu Eu Superior são os humanos.

Com esse saber, o humano sobre a Terra tem uma imensa responsabilidade, pois ao cultivar a terra, o que produz tem natureza divina e ao mesmo tempo é real (matéria).

É este o “grande saber” que diferencia a Agricultura Biodinâmica dos outros sistemas de manejo agrícola: é sagrado, esse conhecimento e, daí sua grande importância.

De posse de tais imagens configura-se a terceira e última: A imagem dos quatro membros do ser humano. Corpo físico - Vida - Alma - Espírito (Eu - Individualidade). A individualidade agrícola também pode ser "pensada em imagem" como "tetra-mêmbrica", de forma análoga ao homem. Para se encarnar uma "espiritualidade (Ser Espiritual que confere uma Individualidade Agrícola)" é preciso:

- Um corpo físico (rocha, solo; água, ar e calor).

- Vivo. Ter Vida. Biodiversidade.

- O vivo, em "miríade mórfica", precisa ser integrado, tocado e permeado pelo mundo dos sentimentos – mundo anímico com interações ecológicas decorrentes da intervenção do mundo animal (microbiota, minhocas, artrópodes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos).

- O organismo vivo em funcionamento integrado deve ser permeado por uma intencionalidade humana individual ou comunitária. Se o impulso que move o proprietário ou a comunidade refletir, tão somente, auto-interesse, "os efeitos se farão repercutir nos frutos (produtos) da fazenda; em atributos organolépticos e biológicos, na vitalidade do alimento, na longevidade, na exemplaridade arquetípica criativa...".

Agora, então, diante de tais imagens, pode-se partir para a concretização objetiva de tudo que deve ser considerado no entretecimento de um alimento que se destina à nutrição e desenvolvimento humanos. Sendo essa a verdade, a humanidade o Eu da terra, os humanos representam na Terra o Eu do Universo (mundo), pois a Terra é o espelho que reflete a imagem cósmica:

- As plantas, como resultado da engenharia da natureza têm sua cabeça nas raízes fincadas no solo. Assim, estão "invertidas" em relação ao ser humano, que têm sua cabeça em direção ao céu.

- Aí reside o grande segredo (que as plantas transmitem quando servem como alimentos aos homens e animais): ...uma Lei Geral estabelece que cada processo corre paralelamente, mas, em direção oposta. Ou seja, se algo mais sutil (energia) vem de cima para as plantas, o físico (matéria) sobe para o cosmo.

- A regra mais geral da Agricultura Biodinâmica é favorecer a realização de “indivíduos agrícolas” inseridos em seu ambiente terrestre e cósmico, garantindo saúde, equilíbrio e longevidade (para a terra, para a própria agricultura e para o homem).

1.3.1. O decálogo da agricultura biodinâmica

É tão evidente a grande diferença deste “grande saber” colocando em uma posição singular a Agricultura Biodinâmica, comparativamente aos outros sistemas de manejo agrícola, que se torna estratégico uma enunciação de princípios e regras na forma de um Decálogo em analogia aos dez mandamentos da Lei Mosaica:

I. Um dos postulados é a manutenção de um circuito fechado de substâncias entre o solo, vegetação e animais.

II. Dentro da Propriedade Biodinâmica, os animais devem viver e evoluir em conformidade com a natureza.

III. Os Preparados Biodinâmicos ‘Chifre-Esterco’ (Preparado 500) e ‘Chifre-Sílica’ (Preparado 501) devem ser aplicados sobre a superfície acessível de todo Organismo Agrícola.

IV. Dar especial atenção aos ritmos da natureza e do cosmo.

V. Cuidar do Organismo Agrícola, renunciando a tudo que for ‘desproporcional’ e rompa o equilíbrio do organismo agrícola o que é nocivo à saúde e à diversidade desse organismo.

VI. Favorecer ao máximo a Biodiversidade vegetal e animal. Assim, formar um solo vivo, dando atenção ao húmus que deve ser o resultado de um trabalho adaptado.

Como se faz nascer uma compreensão diferente das relações entre a Terra e o Cosmo, é necessário uma série de preceitos básicos que complementam este decálogo:

VII. Implantar uma gestão eficaz da Matéria Orgânica.

VIII. Trabalhar o solo obedecendo os ritmos naturais, empregando materiais adequados na hora certa.

IX. Fazer a rotação de cultura empregando sementes corretas e bem adaptadas.

X. Gerir de modo correto a adubação verde.

2. OS PREPARADOS BIODINÂMICOS

2.1. Quantos e quais são os preparados biodinâmicos

Durante seu curso para agricultores RUDOLF STEINER indicou várias receitas de Preparados Biodinâmicos. Como mencionado, estes preparados constituem “meios” ou recursos para alcançar e harmonizar os processos vitais da propriedade agrícola.

No total são OITO os PREPARADOS BIODINÂMICOS numerados de 500 a 507. Apenas dois deles (500 e 501: os Preparados de Chifre – Esterco e o Preparado de Chifre – Sílica) não são elaborados a partir de plantas medicinais. Os outros seis preparados (preparados 502 a 507) são elaborados a partir de plantas medicinais: Milifólio (502), Camomila (503), Urtiga (504), Casca de Carvalho (505), Dente de Leão (506) e Valeriana (507). Geralmente, esses preparados são empregados como uma espécie de “fermento cósmico” em compostagem de esterco (sólido), chorume e biofertilizante (compostagem líquida). Entender como atuam esses preparados constitui uma atividade importante para se compreender o modo de pensar e de fazer da Agricultura Orgânica e Biodinâmica.

Os PREPARADOS BIODINÂMICOS DE PLANTAS MEDICINAIS têm a função de colocar as plantas em uma condição em que sejam mais atuantes sobre elas as forças cósmicas. As forças cósmicas atuam através da terra, e as plantas usadas (nos PREPARADOS 502 a 507) intensificam o seu poder mobilizador de energia cósmica por meio da utilização de um órgão de um animal ou parte desses animais, tornando viáveis os conceitos revolucionários de potencialização (explicados pela teoria dos quatro elementos da Alquimia: Terra, Ar, Fogo e Água) e dos três processos fundamentais: SULF, SAL e MERCÚRIO. O enfoque é energético e, para poder entender os fenômenos associados é fundamental entender os conceitos de soluto, solvência, e mobilização de energia cósmica e da unidade metafísica que está associada ao processo. E, mais do que isso, é necessário compreender como em elevadíssimas diluições ocorrem os efeitos potencializantes, comuns tanto da Agricultura Biodinâmica como na Homeopatia.

Como regra geral os PREPARADOS BIODINÂMICOS são elaborações com funções específicas de transferir energia cósmica para o solo e plantas ou para as leiras de fermentação de um composto em que se reduz o

teor de carbono de matéria orgânica por compostagem, estabelecendo melhores relações entre o carbono e o nitrogênio. As ervas empregadas nos preparados são escolhidas e trabalhadas para ”funções reguladoras” de vivificar, regenerar e desenvolver o solo e as plantas. Em analogia aos remédios, eles curam o solo.

Conforme aos ensinamentos de RUDOLF STEINER “as vacas tem chifres a fim de enviar para dentro de si aquilo que deve ter ação formativa no plano etérico-astral”, isto é, aquilo que deve avançar na interiorização até o organismo digestivo, de modo a se criar muita atividade na área da digestão justamente por irradiação oriunda dos chifres. Esse é um fundamento relacionado com dos dois preparados: o chifre (PB 500 e PB 501).

Além desses dois, a Agricultura Biodinâmica se vale de outros preparados suplementares para adubo ou preparados para composto. Cada um com um tipo de planta medicinal e tem um modo muito peculiar de serem elaborados. Estes preparados são adicionados em pequenas quantidades ao composto e, segundo a Agricultura Biodinâmica, colocam as plantas numa condição de entrar em contato com as forças do cosmo. Para se entender melhor isto é necessário entender que, na natureza, a maioria das plantas cresce rodeada por outras espécies (diversidade biológica). Geralmente, como ocorre na monocultura, a ausência de outras espécies fragiliza e tornam mais vulneráveis determinada cultura.

Estas plantas não terão outro recurso a não ser desenvolver sistema radicular forte e quem não tiver, terá seu espaço invadido com as raízes de outra espécie. A parte sensorial da planta (ou seja, sua cabeça) fica na raiz e é por meio da exsudação radicular (estímulo químico) que as plantas conseguem detectar os estímulos e responder ao sistema recebendo os restos (desde que não sejam os seus ou da mesma espécie).

No momento em que a planta recebe os restos de plantas de outras espécies, começa o forte desenvolvimento radicular. E é o que lhe garante a sobrevivência e ao mesmo tempo a eficiência na absorção de nutrientes.

Assim os ferônimos ou “cheiros” destas ervas que estão no composto provocam na planta a estimulação do desenvolvimento radicular e esta também é a lógica da recomendação de rotação de culturas. Não se pode esquecer que as plantas domesticadas pelo homem guardam o que tem por natureza e que tem dois passos fundamentais e paralelos em seu desenvolvimento e produção, ou seja, o desenvolvimento radicular e a assimilação de nutrientes.

Na Tabela 2, traz-se um resumo mais detalhado dos Preparados Biodinâmicos.

Table 2.
Especificações dos preparados biodinâmicos

NÚMERO	ESPECIFICAÇÃO	MATERIAL	INVÓLUCRO	ENTERRADO EM
500	Chifre-Esterco	Esterco fresco de bovinos (fêmeas)	Chifres de bonivos (fêmeas)	Abril
501	Chifre-Sílica	Cristais de quartzo (SiO_2) moídos	Chifres de bonivos (fêmeas)	Outubro
502	Milifólio	Flor	Bexiga de cervo vermelho (*Cervus elephus*)	Exposto à luz durante o verão, em abril enterra-se a bexiga
503	Camomila	Flor	Tripa delgada de vaca	Abril
504	Urtiga	Planta inteira sem raiz	Saco de estopa	O ano inteiro
505	Casca de Carvalho	Casca moída	Crânio de animal doméstico	Abril
506	Dente de Leão	Flor	Mesentério Bovino	Abril
507	Valeriana	Suco das flores	-	-

As duas Figuras apresentadas a seguir trazem um resumo prático de aplicação de insumos para a Agricultura Biodinâmica. Elas resumem de modo muito apropriado o deve e o que pode na Agricultura Biodinâmica.



(a) Regras gerais para uso de insumos



(b) Princípios que regem o pensamento Orgânico e Biodinâmico

Essas figuras estão relacionadas com a Lei dos Orgânicos de 2010, e já bem estabelecidas no Brasil, graças à Comissão de Insumos do Congresso Federal[1], o que será objeto de comentários neste Livro.

2.2. Explicações gerais sobre os preparados biodinâmicos

Tendo-se considerado os principais aspectos e fundamentos da Biodinâmica, e tendo-se fixo na mente, suas diferentes inter-relações, nota-se que é possível "construir" substâncias bióticas (ou preparados, ou ainda tissanas ou chás) que podem ser servidos às plantas com o objetivo de controlar seu desenvolvimento. De alguma forma esses preparados podem exercer um controle efetivo sobre qualquer órgão específico, ou qualquer tipo de organismo que se deseja cultivar.

Mas, algumas regras devem ser levadas em consideração para que resultados previsíveis possam ser mantidos. Uma dessas regras (considerada a mais básica de todas) é a "Lei da Conservação da Energia Vital". De acordo com essa regra, considera-se que o padrão energético assumido por um ser vivo permanece "em potencial" no que sobra dele ou resulta de seu metabolismo.

Muitas obras clássicas sobre o cultivo agrícola comentam sobre os compostos obtidos a partir da fermentação de rejeitos de animais (esterco) e, deixam claro, que os "materiais compostados (fermentados, maturados)" estimulam mais facilmente o crescimento das plantas que foram empregadas como alimentos por aqueles animais.

Assim, o esterco de "cama de frango", especialmente de galinhas poedeiras (comedoras de grãos), serve para estimular o crescimento de plantas que são oleaginosas e dão as sementes (ou grãos) que nutrem as galinhas. Esses animais (as galinhas, que não urinam) tendem a dar rejeitos (estercos) que apresentam alto conteúdo de fósforo e nitrogênio. Obviamente, os estercos de galinha são perfeitos para as plantas que dão grãos (leguminosas com alto teor de óleos vegetais e que ao serem prensadas resultam em tortas proteicas). Vacas, cavalos, cabras, ovelhas e gansos, comem gramíneas. Isso torna seu esterco excelente para a pastagem e para a produção de plantas em que a colheita é feita pelo corte das folhas; mas tem pouco uso em cereais (arroz e milho entre outros).

---

1 Presto aqui minha homenagem sincera ao grande incentivador da Agricultura Biodinâmica no Brasil, Eng. Agrônomo Paulo D'Andrea, que empresta sua face ao personagem que segura as Tábuas da Lei BIODINÂMICA (em analogia) às Tabuas da Lei MOSAICA. Esta Figura foi uma imagem recursiva adotada quando apresentei um seminário para convencer agrônomos do MAPA, que a Lei dos Orgânicos tinha que ser (e teve) uma Lista Positiva, pois se não fosso assim, uma Lista Negativa enorme, e o que não constava nela poderia ser interpretado como podendo usar.

Os resíduos de porcos e gado, que se alimentam de raízes, são perfeitos para resultarem em estercos ricos em potássio, úteis na fertilização de alimentos como cebola e alho, alho poró, aipo e mandioquinha.

Os estercos sólidos e maduros fermentados têm especificidade em relação ao desenvolvimento das plantas. As plantas crescem vegetativamente em função da natureza do esterco. O aproveitamento de um fertilizante se dá de modo análogo ao crescimento dos animais aproveitando as plantas como alimento. A energia da vida remanescente é transmitida em “blocos” ou “pacotes” de energia que fluem da planta para o animal e do animal para a planta via solo.

Neste sistema de transferência de energia livre, a componente entrópica é minimizada. O ciclo térmico é fechado e idealizado, sem perdas por realização de trabalho mecânico não útil.

As diferentes formas de energia meramente sofrem uma transmutação em um caminho (ou padrão) governado pelas leis naturais entre a vida e a morte. As plantas tomam para si as energias (forças elementares) do solo e do cosmo e transferem essa energia para uma forma de vida mais elevada.

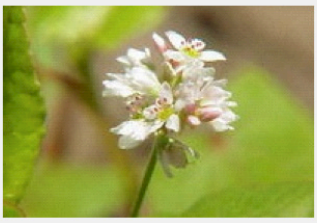
Apresentando outro padrão vibratório, os animais comem as plantas e as transformam em seu trato digestivo, absorvendo ativamente a energia cósmica e elevando a energia das plantas que servem de alimento por absorção das vibrações cósmicas ressonantes, passando esta energia para o que vai constituir o esterco maduro, que, por sua vez, irá alimentar as plantas, fechando o círculo.

Se o esterco não é fixado em uma forma assimilável pelas plantas, essa vibração cósmica (vital) com altíssimo poder energético pode se dissipar e se perder. Novamente a dinâmica da natureza vem em auxílio na forma de ervas ou plantas especiais que têm um arranjo de energia vital altamente específico e com padrões de altíssima eficácia em termos de padrões biodinâmicos na gestão da vida. Exatamente por isso, podem ser empregadas como guias de fixação de energia vital adequando a compostagem de esterco, como fertilizante, para assimilação mais fácil em diferentes cultivos. A fermentação de rejeitos animais (esterco) em céu aberto com água de chuva pode ser “personalizada” e/ou controlada por meio de determinados tipos de plantas.

Por exemplo, alface, repolho e beterraba. Todas essas plantas são calcíferas (que gostam de cálcio e atraem íons desse elemento) ao serem fertilizadas, o preparo do fertilizante é feito pela adição de 20 litros de esterco de vaca ou cavalo em 100 litros de água. Para orientar a fermentação do esterco finamente dividido, adicionam-se cerca de 900 g de folhas de urtiga, 900 g de folhas de violeta ou algas marinhas e 900 g de folhas de repolho ou trívia,

juntamente com fermento de padaria. Essas ervas (com folhas muito mais dinâmicas) irão tornar as folhas das diferentes formas de cultivo mais túrgidas e umedecidas.





FLOR DE TRÍVIA (BUCHWHEAT)

Quando se deve fertilizar beterraba, couve, brócolis, couve-flor, colza, mostarda, repolho chinês ou couve de bruxelas, esterco de aves, bem como esterco de cavalo, ou esterco de vaca, devem ser fermentados com folhas de violeta e algas marinhas para que se desenvolva a liberação de fósforo e potássio na razão certa para que ocorra o desenvolvimento dos estames e das flores. Frutos tais como abóbora ou moranga requerem grande necessidade de fósforo para o crescimento vegetativo (desenvolvimento dos frutos) e demandam grandes aportes de potássio e cálcio para manutenção da umidade e perfeito balanceamento hídrico nas folhas e nos frutos.

As ervas e as plantas que têm a manifestação da vida por meio de estames peludos (com frutificação copiosa e abundante, bem como a formação de grãos (e sementes nos frutos) são plantas que dependem muito dos vegetais que são grandes mobilizadores e fixadores de fósforo (como fosfato) e requerem compostagem com folhas de

Comfrey, Datura Stramonium ou Jimson Weed, Valeriana e de Semente de urtiga (parte superior). Assim, o esterco de aves (ricos em fósforo) são fermentados com essas plantas que gostam de cálcio e fósforo.



DATURA
STRAMONIUM

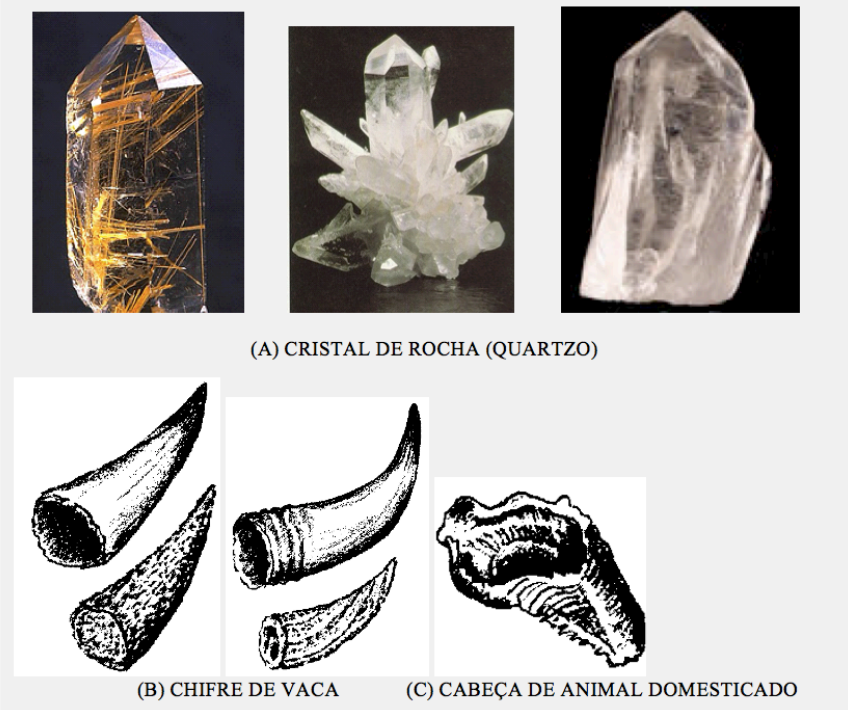
RUDOLPH STEINER foi o idealizador dessa forma revolucionária de entender e empregar o corpo da terra na fertilização, e foi delineada por meio de divulgação de suas ideias que resultaram em fundamentos da Agricultura Biodinâmica. STEINER, na década de 1920 do século passado, ensinou as técnicas revolucionárias de potencialização (que na verdade podem ser explicadas pela teoria dos quatro elementos da Alquimia (Terra, Ar, Fogo e Água, e dos três processos fundamentais: SULF, SAL e MERCÚRIO.

Os dois preparados (500 e 501) usam chifre de vaca (que devem ser fêmeas e terem dado pelo menos duas crias. A Figura 3 mostra alguns detalhes sobre materiais empregados para esses preparados.

Tomando-se determinadas plantas como exemplos: camomila, milifólio, urtigas, valeriana e casca de carvalho (destacadas na Figura 4).

Submetendo essas plantas a um processo de potencialização com aproveitamento das forças cósmicas atuando através da terra, essas plantas intensificam seu poder mobilizador de energia cósmica por meio da utilização

de um órgão de um animal ou parte desses animais. As ilustração abaixo mostram materiais e acessórios empregados nas práticas da a Agricultura Orgânica e Biodinâmica na forma de Tissanas Vegetais.



(A) CRISTAL DE ROCHA (QUARTZO)

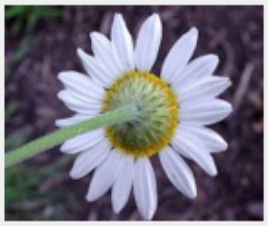
(B) CHIFRE DE VACA (C) CABEÇA DE ANIMAL DOMESTICADO

O resultado, aparece em um “preparado biodinâmico” que é misturado ao composto (esterco fermentado ou maturado) em leiras com o objetivo de melhorar e intensificar a atividade da leira. Os movimentos biodinâmicos que atuam mundialmente, tornam os preparados a partir de plantas muito especiais (Preparados de 502 a 507) que, inclusive, são disponíveis comercialmente, juntamente com os preparados 500 (esterco de vaca enterrado no chifre) e 501 (sílica finamente dividida também enterrada no chifre).

Mesmo sem crer, os agricultores deveriam tentar usar, como muitos o fizeram contratando quem fizesse acreditando, com os resultados esperados.

A ilustração abaixo sumariza as plantas medicinais empregadas nas práticas da a Agricultura Orgânica e Biodinâmica na forma de Tissanas Vegetais.



CAMOMILA



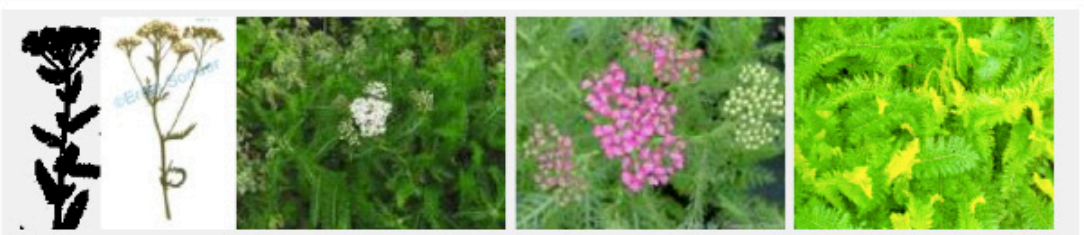
DENTE DE LEÃO



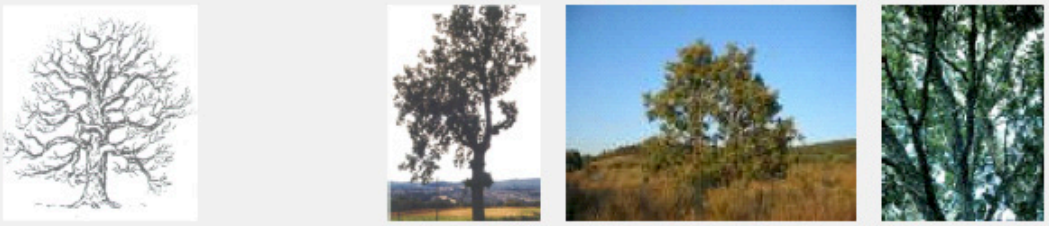
VALERIANA



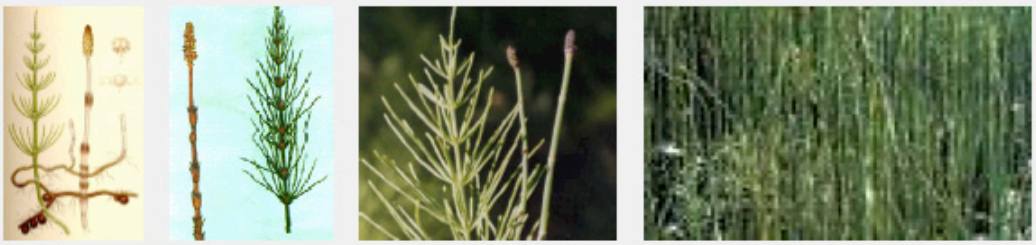
URTIGA

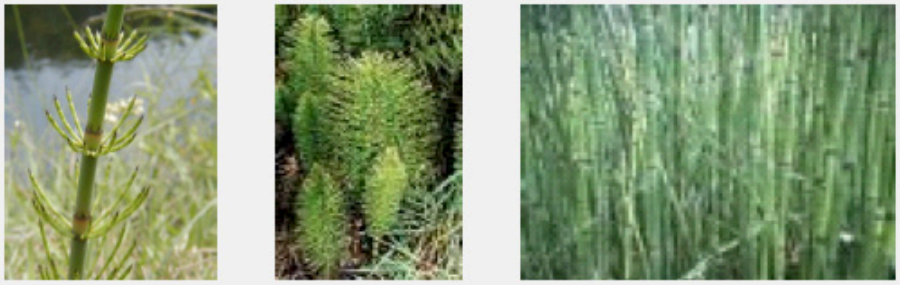


MILIFÓLIO



CARVALHO





CAVALINHA

Os Preparados Biodinâmicos receberão uma descrição detalhada, a partir das páginas a seguir. Deve-se constatar que em propriedades biodinâmicas as bezerras não devem mais searem descornadas. Este fato é importante para o criador biodinâmico: conforme aos ensinamentos de RUDOLF STEINER “as vacas tem chifres e eles constutuem antenas que captam e dirigem para dentro do organismo digestivo a energia cósmica que deve ter ação formativa no plano etérico-astral, isto é, aquilo que deve avançar na interiorização até, de modo a se criar muita atividade na área da digestão justamente por irradiação oriunda dos chifres.” Portanto a descorna é considerada como uma mutilação inaceitável.

2.3. Detalhes da elaboraração e uso dos preparados biodinâmicos

2.3.1. O preparado chifre-esterco

O Preparado CHIFRE-ESTERCO (PB 500) tem uma importância muito particular, pois ele se direciona ao solo e às raízes dos vegetais. Cuidar do solo é um preceito básico de toda agricultura. Mas, na Agricultura Biodinâmica cuida-se de sua estabilidade e durabilidade, ...e, simplesmente, não basta respeitar e conservar o solo.

Deve ser uma preocupação permanente vivificar, regenerar e desenvolver o solo. Quando a planta elabora as substâncias vivas a partir do reino mineral, as forças formativas do universo atuam sobre ela. São as plantas que criam o solo fértil por intaermédio das substâncias húmicas. Mas as plantas necessitam de ajuda para desenvolver o seu sistema radicular e vegetativo. O PB 500 é que presta esse ajuda. Mas sua aplicação não dá o resultado esperado, isoladamente.

É necessário compreensão bem tudo isso e praticar o que é estabelecido: o uso concomitante de práticas agronômicas habituais (saudáveis) tais como procurar uma boa cobertura do solo, uso de sementes apropriadas, rotações de culturas longas e diversificadas, uso de adubação verde, entre outras boas práticas recomendadas.

A elaboração do PB 500 é feita depois de uma cuidadosa seleção de esterco fresco de vaca (fêmeas em gestação). Então, pegam-se chifres também devidamente escolhidos (de vacas fêmeas, que deram pelo menos duas crias) e enche-se os chifres com este esterco de vaca e depois enterra-se os chifres com a boca para baixo (ponta para cima) à 50 cm de profundidade.



O esterco fresco de vacas colocados em chifres de vacas e os chifres permanecem enterrados durante o inverno. O local para ser enterrado os chifres com esterco deve ser escolhido e deve ter o solo bem estruturado e com bastante matéria orgânica orgânica, devendo ser na parte mais elevada da propriedade e sem árvores na proximidade, pois, muitas vezes, com árvores próximas, quando é desenterrado, só tem raízes dentro do chifre. O buraco onde deve ficar os chifres deve ser feito de modo a que eles fiquem a meio metro do solo. Este é o ponto exato de funcionamento da “antena” (chifre) para captar a energia do Sol e de outros astros refletidas na Lua. O dia em que os chifres são enterrados, é no solstício de inverno.

Durante o inverno, a TERRA se abre para o COSMO, inspirando e repousando até a primavera. Os chifres são desenterrados na primavera. Condições desejáveis do conteúdo: cor marrom-escuro uniforme e nenhum cheiro de esterco e sim um odor de terra rica em húmus.



O conteúdo é então usado em proporções muito diluídas com água, diretamente no solo ou em pulverizações nas folhas.Água morna de chuva é o melhor diluente, pois não se deve pensar só com “matéria dissolvida”, mas, como “energia contida”.

Os leigos no assunto podem duvidar, mas o efeito nas plantas é surpreendente. É como se tivesse resgatado a fertilidade natural do solo, ou seja, o preparado tem uma propriedade de fazer ligar a planta ao mineral que está no solo e as vezes até melhor do que acontece na Natureza.



O preparado de Chifre-Esterco é um possante vivificador de solo, o que favorece a atividade microbiana responsável pela formação das substâncias húmicas do solo. Isto está diretamente ligado ao crescimento das raízes, e o seu desenvolvimento no solo em profundidade. Também, o preparado de Chifre-Esterco favorece as leguminosas e a formação de seus nódulos. Antes de ser aplicado o PREPARADO BIODINÂMICO 500 deve ser diluído, em água de chuva, preferencialmente.

A água deve estar morna e dinamizada em barril de madeira durante uma hora pelo menos (com bombeamento que produza efeito VÊNTURI, com borbulhamento de ar).





Este vórtice deve ir até o fundo do barril ou do tanque e, quando ele estiver perfeito, deve-se inverte o sentido do impelidor mecânico e provocar uma espécie de caos para, novamente, se restabelecer uma nova ordem e assim sucessivamente por várias vezes durante uma hora.

Há equipamentos para isso, sendo recomendado um tanque de cobre no lugar da madeira. O composto obtido após o tratamento com o Preparado 500 (PB 500) é aplicado (distribuído) em sulcos abertos de cada lado das plantas (mangueiras ou laranjas) na proporção de na faixa úmida criada pela irrigação localizada, adicionando no ato 300 kg de MB4 e 200 kg de superfosfato de Irecê. Podem ser empregadas rochas análogas.

O Preparado 500 deve ser aplicado duas vezes por ano (no mínimo), geralmente na primavera e no outono. Emprega-se a técnica de pulverização direta no solo ao entardecer (após as 17 horas) evitando-se a aplicação quando houver a possibilidade de chuvas fortes. A dinamização é uma ação específica muito especial. Por isso mesmo, as forças contidas nos preparados de Chifre-Esterco devem passar para a água, estabelecendo-se uma agitação mecânica circular eficaz com formação de vórtice (redemoinho). Sempre que possível deve-se usar as mãos no final da mistura, antes da aplicação.





Há grandes propriedades agrícolas (como por exemplo, a Fazenda Tamanduá), com o volume grande de composto produzido (mais que 500 Toneladas) o que dá uma total auto-suficiência para todos os trabalhos durante o ano.

Para a maioria das pessoas é muito difícil de entender quando se fala em ciência espiritual, forças atuantes do cosmo, forças terrenas, entre outras coisas. Mas quando RUDOLF STEINER prescreveu intuitivamente os PREPARADOS BIODINÂMICOS para estes agricultores, ele acertou e isto pode ser feito de uma outra maneira e desta vez em grande escala. O melhor e o mais importante entre os PREPARADOS BIODINÂMICOS é o de Chifre-Esterco.

É como fizeram os grandes citricultores Biodinâmicos, como na Fazenda Aparecida, Fazenda Piratininga entre outras, em Bebedouro, SP. Também, os plantadores de soja da Fazenda Andorinha, Castro, PR que foram pioneiros no plantio direto de soja orgânica em grandes áreas, os primeiros a exportar grandes quantidades de soja tratadas sem fertilizantes solúveis e sem empregar biocidas agrícolas (herbicidas, acaricidas, insegicidas, fungicidas e outros venenos agrotóxicos) e sem nem pensar em empregar variedades geneticamente modificadas.

Deve-se tentar entender o fenômeno de potencialização como mais do que um fluxo de energia cósmica potencializadora, racionalizando, ou seja, tentando vínculos científicos.

Em primeiro lugar, entende-se que o esterco foi decomposto pela ação de micro-organismos que são basicamente bactérias, fungos e leveduras e além de matéria orgânica decomposta, os micro-organismos produziram uma fonte chamada de metabólitos primários e secundários. Estes metabólitos são partes dos componentes orgânicos que fazem a planta funcionar e são basicamente aminoácidos, ácidos graxos, açúcares, proteínas, lipídeos, bases

nitrogenadas, antibióticos naaturais, fito-hormônios, polissacarídeos, citoquinínas, vitaminas e provavelmente outros componentes que a ciência ainda não conseguiu identificar. Em segundo lugar, deve-se comprrender que, ao enterrar os chifres, o conteúdo entrou em condições semi-aeróbicas e é somente em condições semi-aeróbicas que um material como o esterco pode produzir uma boa quantidade de ácido húmico e fúlvico. Aí está o segredo. A combinação de uma fonte de metabólitos com o ácido húmico e fúlvico faz com que a planta consiga se ligar novamente aos minerais que estão no solo, condicionando-a.

A ciência agronômica considera que a lignina do tecido vegetal se converte em ácido húmico e fúlvico (na sua decomposição). O potencial existe, mas em processos aeróbicos é somente alguns materiais que produzem um percentual satisfatório de ácido húmico e fúlvico como é o caso de raízes de gramíneas ou pluma de algodão. A maioria dos materiais que são usados para virar composto em processos aeróbicos como restos vegetais, estercos..., produzem satisfatoriamente a fonte de metabólitos primários e secundários mas o percentual de ácido húmico e fúlvico é insignificante. A contribuição na fertilidade de um solo que estes compostos ou húmus de minhoca ou estercos proporcionam, se deve mais a salinidade que estes apresentam, semelhante ao que ocorre na agricultura convencional. Usando-se um condutivímetro agrícola ou medidor de Eletro Condutividade pode-se perceber isto. É claro que estes materiais proporcionam melhorias físicas e biológicas ao solo e de modo geral estes materiais restauram parcialmente a fertilidade natural de um solo.

Novamente, neste ponto convém destacar o importante papel das substâncias húmicas e fúlvicas. O mundo vegetal vivo, tocado por fora pelo anímico cessa seu crescimento enquanto forma e flor; e tudo que vive é então levado para a morte para que renasça de novo. O húmus formado reflete exemplaridade de vida e ritmo em sua arquitetura carbônica. Húmus formado no local é insubstituível. Requer-se a conjunção de húmus de origem vegetal e animal (esterco). Na estrutura física do resíduo vegetal vive o vivo. No esterco animal, além do vivo, vivem forças anímicas (alma) de alta organização, de extrema importância na configuração do alimento.

O húmus advindo de esterco bovino é insubstituível para uma cultura agrícola, o conhecimento é de natureza noológica, em que a missão é a fraternidade entre corpos; a superação das ambições pessoais; a eliminação de tudo o que de egóico vive no pensamento da cabeça; o desenvolvimento do pensamento vivo do coração e a religação com o espírito divino. O metabolismo bovino é particular, deveras especial; concentra energia do sol em insuperável quantidade e, sobretudo, qualidade requerida.

Nenhum húmus contém em sua estrutura o que contém o advindo do esterco bovino. Por intermédio da compostagem, esses materiais se submetem às forças da vida (polaridade associação – dissociação - associação); a exemplo do processo do pão. O húmus neo-formado (terra viva) reflete no processo de formação a ação conjunta dos quatro elementos essenciais à vida:

- Fogo (calor)
- Ar
- Água
- Terra

Na simples elevação da pilha, acima da superfície, Acentuam-se os quatro éteres formadores de vida:

- Energia Vital (cósmica)
- Energia Química
- Energia Eletromagnética (Luz)
- Calor

Daí a preferência pelo composto em pilha, em detrimento da compostagem laminar, muito mais fácil. A exemplo dos Cornitermes (ou cupins) que desenvolvem formações similares ao composto em pilha. Esses animais recuperam nossas paisagens tropicais há milhões de anos. Eles revivificam as paisagens onde se exacerbaram processos de morte.

2.3.2. O preparado chifre-sílica

O PREPARADO BIODINÂMICO 501 (PB 501) de Chifre - Sílica é considerado um “preparado de luz”. Não somente intensifica a luz (solar), como permite uma melhor relação entre o solo e a periferia toda do cosmo. Sua atuação se dá em direção a todo o cosmo. É a parte esquecida pela Agricultura Moderna.

Este preparado é feito com cristais de quartzo moídos (sílica) finamente (até o ponto de uma farinha de quartzo e colocados dentro de chifres de vaca (de vacas fêmeas, que deram pelo menos duas crias) e enterrado desde o início do verão, para serem desenterrados no outono.



O PB 501intensifica ao metabolismo da luz (fotossíntese), trazendo vigor e “qualidade luminosa” à plantas, equilibrando-as, transmitindo maior exuberância e atenuando a propensão para as doenças. A qualidade nutritiva das plantas se intensifica com o uso do PREPARADO 501 de Chifre – Sílica, bem como aroma e sabor se sobressaem. Por isso mesmo, o PB 501é essencial para a estruturação interna das plantas e seu desenvolvimento.

Também, favorece a resistência das plantas contra as doenças. Adicionalmente, é um preparado determinante para assegurar a boa qualidade biológica dos alimentos. Na primavera, uma pulverização precoce é mais eficaz para o crescimento das plantas no momento de seu maior crescimento. O PREPARADO 501 pode ser aplicado várias vezes durante o verão. Seu uso pode ser iniciado assim que as plantas estiverem bem estabelecidas. É aplicado

mais freqüentemente na primavera e no outono. É particularmente útil durante e depois de períodos de chuva prolongada ou de períodos úmidos longos, mas não deve ser pulverizado sob chuva. Os melhores efeitos do PB 501 obtém-se por pulverização quando as folhas estiverem bem estabelecidas, no começo ou no meio da primavera e quando os frutos estiverem formados, mas ainda pequenos. Mais tarde, quando os frutos estiverem completamente desenvolvidos, pulveriza-se mais uma vez visando auxiliar o processo de maturação.

Para a produção animal O PREPARADO 501 pode ser aplicado às forrageiras que servirão de alimentos. Quando as forrageiras recebem esse preparado de Chifre-Sílica, a saúde dos animais é beneficiada, assim como a qualidade, a quantidade e o valor biológico de seus produtos (leite e carnes). Nas aplicações do PB 501 em pastagens, há a necessidade das gramíneas nos pastos estarem com no mínimo 10 cm de altura. PB 501 deve sempre ser aplicado próximo das 8:00 horas da manhã, antes do amanhecer (mas não muito antes), quando o orvalho estiver presente. O PREPARADO 501 deve ser aplicado à alta pressão, como uma névoa fina, dirigido para que caia sobre as folhas. Também, PB 501 deve dinamizado. A dinamização, como no caso do PREPARADO 500 é uma ação específica muito especial. Por isso mesmo, as forças contidas nos preparados de Chifre-Sílica devem passar para a água, estabelecendo-se uma agitação mecânica circular eficaz com formação de vórtice (redemoinho).

Como no caso do PB 500 este vórtice deve ir até o fundo do barril ou do tanque de madeira, e quando ele estiver perfeito, deve-se inverte o sentido do impelidor mecânico e provocar uma espécie de caos para, novamente, se restabelecer uma nova ordem e assim sucessivamente por várias vezes durante uma hora. A aplicação deve ser imediata após a dinamização e não se pode passar muito tempo (no máximo uma hora) após a dinamização. Deve-se evitar pulverizar o PREPARADO 501 quando as plantas estiverem emitindo flores, pois, a sílica pode dessecar as flores. Há exceções em que é preciso pulverizar na florada, como é o caso da produção de morangos, abobrinhas e tomates. No caso de plantas folhosas e crucíferas repicadas com raízes nuas, não se pulveriza o PREPARADO 501 antes da repicagem.

Na aplicação do PB 500 (CHIFRE-ESTERCO) e do PB 501 (CHIFRE-SÍLICA) é indispensável aprender a observar o solo e as plantas para entender e captar suas tendências, seus gestos e seus sinais, guiando-se de acordo com suas necessidades e carências.

2.3.3. O preparado 502: milifóleo - *Achillea milifolium*

O milifólio (*Achillea Milifolium*) atua em processos fermentativos (por exemplo, em uma leira de compostagem sólida) por intermédio do potássio e do enxofre. O caule do milifólio é bastante firme e nessa firmeza revela-se lá o potássio, um elemento que atua como ativador catalítico (enzimático) nas reações de polimerização de açúcares em amido e celulose.



Também, o PREPARADO 502 atua tendo sua ação sobre o elemento carbono (plasmador das formas superiores) pelo elemento que pelo próprio nome latino (sulfur) é o portador de luz (cósmica). Assim atua nos processos químicos pelo potássio na catálise (PROCESSO MERCÚRIO) e pelo enxofre. Um outro pólo do PB 502 é representado pela bexiga de veado cervo vermelho (*Cervo Elaphus*) macho. O cervo vermelho macho é portador de uma galhada que se desprende anualmente. É uma antena cósmica que devolve as forças terrenas excedentes para o cosmo. Contrariamente o chifre da vaca (que é fixo e não se desprende) e capta a energia cósmica acumulando-as nos animais.

Os rins e a bexiga do cervo vermelho macho são órgãos de excreção de sais diluídos, pela via urinária e, principalmente, eliminam nitrogênio e potássio. O cervo vermelho capta a energia cósmica pelos órgãos dos sentido e as depositam nos órgãos esféricos, principalmente nos rins e na bexiga. Neste invólucro esférico (bexiga) é que se colocam as flores e as folhas do milifólio na elaboração do PB 502, que deve ser colocado em uma estaca de cinco metros de altura, ficando em contato com a luz solar durante o verão. Então enterra-se a bexiga durante todo o período em que a terra se abre para o cosmo e inspira (no inverno).

A planta medicinal Milifólio é secularmente conhecida como Achillea millefolium L. e sendo empregada como coadjuvantes em duas problemáticas da saúde humana, quais sejam:

- Controle das hemorragias e,
- A baixa fertilidade masculina e feminina.

Quimicamente tem os seguintes compostos ativos:

- 1,8 – Cineol: indutor da hidroxilase da testosterona.
- Achileina: hemostático.
- Apigenina: anti-estrogênico, progestational, uterotrófico.
- Betonicina: hemostático. Ácido cafêico – produtor de prostaglandina.
- Cadinene: indutor de testosterona.
- Quercetina: anti-estrogênico, hemostático.
- Rutina: hemostático.



Também, nesse ponto, é possível racionalizar sobre o que a planta medicinal Milifólio (secularmente conhecida) e que era usada por Aquiles, daí o seu nome (Achillea millefolium L) que a empregava para curar seus ferimentos de batalha. Porém, seus constituintes químicos, isoladamaente, não a justificariam os efeitos do PB 502 no sistema Solo-Planta.

2.3.4. O preparado 503: camomila - *Matricaria chamomilla*

A Camomila (Matricaria chamomilla) atua em processos fermentativos (por exemplo, em uma leira de compostagem sólida) por intermédio do cálcio e do enxofre (em pequeníssima extensão).



O enxofre atua juntamente com o cálcio. O cálcio tem uma ação aglutinadora e é empregado para trazer as forças cósmicas de estruturação. A designação latina "SULPHUR" significa "portador de luz" e o enxofre é considerado como o "plasmador cósmico universal"

O invólucro (parte de animal em que se colocam as flores e as folhas de camomila na elaboração do PB 503) deve ser um segmento de uma tripa de bovino que deve ser enterrada durante todo o período em que a terra se abre para o cosmo e inspira (no inverno). Este invólucro pode se decompor um pouco, mas o material colocado dentro não perde suas características. Depois de pronto, o preparado vivifica e proporciona às plantas, a capacidade de resistência contra a má-formação. Portanto, o PB 503 tem importância no metabolismo do cálcio, um elemento com capacidade de manter com os óligo-elementos, relações privilegiadas. É o que ocorre com o boro, que tem a capacidade de manter o cálcio solúvel e "trocável", aumentando sua movimentação nas plantas. Adicionalmente, o cálcio desempenhando ele próprio o papel de óligo-elemento (ou quase isso), age como antitóxico em relação a eventuais excessos de Mg, Fe, Cu, Mn e Zn. Já se comentou a posição central do elemento cálcio na proteossíntese atuando como um dos elementos que aumenta a resistência entomológica das plantas. Adicionalmente, tem papel relevante nos fenômenos complexos de relações com a matéria orgânica e, em essência, na intervenção com micro-organismos.

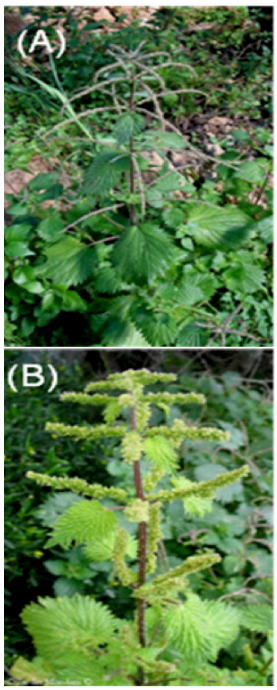
2.3.5. O preparado 504: urtiga - *Urtica dioica*

A Urtiga (*Urtica dioica*) atua em processos fermentativos (por exemplo, em uma leira de compostagem sólida) por intermédio do ferro. A ação da urtiga, é dar ao solo "relações sensatas".



Por intermédio da urtiga, o solo, as plantas, os animais e os humanos, recebem uma ação saneante altamente benéfica. O solo adquire a capacidade de retirar o excesso de ferro e de nitrogênio. A Urtiga é um fitoterápico poderoso. Se empregada no homem e nos animais age como depurador do sangue. Nos humanos, tem ação contra reumatismos. Nos animais, quando empregada em mistura com rações, age como um fortificante geral. Na agricultura, quando macerada e deixada de molho com água por 24 horas, afasta os pulgões, de pronto, o preparado vivifica e proporciona às plantas, a capacidade de resistência contra a má-formação.

Na elaboração do PREPARADO 504, as propriedades naturais da Urtiga são ampliadas. Não se empregam invólucros de partes de animais, mas, simplesmente se envolve a Urtiga em uma camada de turfa. No processo de elaboração do PB 504, a Urtiga permanece enterrada por um ano todo, sendo enterrada na época de sua florada. A Urtiga, tem plantas com eflorescência masculina (A) e feminina (B). Empregam-se ambos os gêneros diferentes.



Usam-se as folhas e as flores de urtiga envolvidas em turfa. Então, enterra-se a Urtiga por um ano, período em que na terra ocorrem as diferentes atuações de forças cósmicas e o PB 504 se torna um adubo muito sensível e altamente organizador: adubo e solo tornam-se “sensatos” quando se emprega o PB 504.

2.3.6. O preparado 505: casca de carvalho - *Quercus robur*

O carvalho é a árvore símbolo da luta pela vida. Esta árvore evidencia esta luta em todo seu desenvolvimento e pela sua forma.



Quando jovem, a planta do Carvalho precisa vencer desde cedo o Oídio (doença fúngica) e os ataques de insetos. O PREPARADO BIDINÂMICO 505 é feito com as cascas da árvore.

Naturalmente, a casca de carvalho apresenta duas características fundamentais: por um lado ela contém cálcio que atua na proteção contra o crescimento de fungos. Por outro lado é rica em polifenóis e a substância tanino (anti-oxidante e inseticida poderoso) é um polifenol típico, usado para diversos fins.

Uma dessas aplicações é no processo de curtição de couros. Outra aplicação, é da própria madeira na confecção de tanques para o envelhecimento de bebidas (destilados e fermentados).

Na elaboração do PB 505, a casca de Carvalho é acondicionada no interior da cavidade craniana de um animal domesticado, de preferência, um ruminante. A cobertura óssea dessa caixa encefálica protege o cérebro do animal, quando vivo. Esta, por sua vez, tem fortes contrastes: de um lado os intensos processos metabólicos vitais. Por outro lado, sua incapacidade de regeneração de células nervosas. O crânio do animal domesticado (tendo em seu interior as cascas de carvalho) é enterrado no início do outono e desenterrado no início da primavera. O PB 505, atua por intermédio do cálcio e da sílica. Nas condições do preparo, atuam as forças cósmicas responsáveis por propriedades curativas. Assim, o PREPARADO DE CASCA DE CARVALHO traz para o solo e para as plantas as forças curativas.

2.3.7. O preparado 506: dente de leão - *Taraxacum officinale*

Dente de leão é o nome vulgar de várias espécies pertencentes ao gênero botânico Taraxacum, das quais a mais disseminada é a Taraxacum officinale. É uma planta medicinal herbácea conhecida no Brasil também pelos nomes populares: taraxaco, amor-de-homem, amargosa, alface-de-cão ou salada-de-toupeira.





No nordeste é conhecida por esperança: abre as janelas e deixa a "esperança" entrar na tua casa trazida pelo vento da tarde. Em Portugal também é conhecido por quartilho. É um (anti-oxidante e inseticida poderoso) pois tem um polifenol típico, usado para diversos fins.

Nos Estados Unidos colhiam-se as flores que infestavam o campo para a elaboração do licor de Dente de Leão. Os indígenas deste país chamavam-no de "pegadas-de-homem-branco", pois, onde chegava o homem branco chegava o "Dandelion", como é chamado em inglês.

O Dente de Leão é planta da família das Compostas (como a Serralha e muitas outras). Tem inflorescências amarelo-brilhantes ou mesmo brancas. Tem um alto potencial biótico devido à facilidade com que suas sementes se disseminam: com a forma de pequenos para-quedas, são facilmente levadas pelo vento.

Tem várias propriedades medicinais: a raiz é usada como tônico, purificador do sangue, indicada para reumatismos, como diurético, laxativo e para facilitar a digestão e estimular o apetite; pode também ser utilizado em casos de obstinação. Além disso contribui para aumentar a produção de bílis e como tal é adequado para os problemas de fígado e vesícula. Ele era tomado em pequenos cálices para manter a energia e a coragem.

Esse vinho era chamado de vinho da Alegria. O escalda pés de dente de leão restitui o bom humor e a alegria, além de tirar a dor no corpo.

O Dente de Leão é uma planta de fácil adaptabilidade em diferentes eco sistemas. Na sombra é grande e forma folhas largas com hastes florais compridas. No sol, e principalmente em solos de montanha, as flores tornam-se finas e delicadas, com hastes florais curtas e com flores amarelo brilhantes.

Suas flores se abrem pela manhã quando o orvalho desaparece e são voltadas para o sol nascente, fechando-se até o meio dia durante alguns dias. Após a florada, a flor permanece fechada até que a haste floral se curva e, então, abre-se pela última vez aparecendo com uma esfera branca constituídas com umbelas finas. As umbelas são constituídas de tecido celular que contém silício. Este silício se revela nas esferas das umbelas, o que faz dessa parte da planta uma espécie de órgão sensor da luz. Nas plantas, o silício assume uma função sensitiva. Particularmente, isto acontece com o Dente de Leão.

Na elaboração do PREPARADO 506, as flores são envolvidas por um mesentério bovino. Nas vacas, o mesentério atua como uma espécie de órgão do sentido interno, usado pelo bovino para degustar todo o alimento ingerido.

O Preparado Biodinâmico de Flores de Dente de Leão (PB506), depois de pronto, tem a função de trazer as forças de sensibilização para o composto e para o solo. Há uma interação específica entre os constituintes das flores

de Dente de Leão e a ação fermentativa de bactérias que modificam drasticamente os teores de fósforo e nitrato, principalmente, bem como de cálcio e magnésio e aumento significativo da disponibilidade de micro-nutrientes tais como ferro, molibdênio entre outros. A elaboração do PB506 se inicia no outono umidecendo-se com uma decoccão de suas próprias folhas. As flores que se envolvem no mesentério de uma vaca. O enterro é feito no solstício de inverno do mesmo modo que foi descrito para o Preparado Biodinâmico 500, donde passam todo o período de inverno enterradas. Desenterram-se na primavera para serem usadas (pulverização de solos e leiras de fermentação).

2.3.8. O preparado 507: valeriana - *Valeriana officinalis*

Durante seu curso para agricultores RUDOLF STEINER indicou que o suco de flores de Valeriana diluído em água morna traz para um leira de composto as propriedades de se comportar de maneira “justa” em relação às substâncias fosforosas.





O PB 507 é um poderoso estimulante de florada. Também, pode ser usado na forma de suco de flores ou chás de flores secas para controlar os efeitos das geadas. Nestes dois casos, deve-se empregar uma gota de VALERIANA em 10 litros de água mineralizada, que necessariamente deve ser “dinamizada” por 15 minutos antes de ser aplicada. Uma gota corresponde, em média, a 0,05 mL, o que dá um conteúdo de 0,05 por mil (v/v) ou 0,005 % ou ainda 50 “PPM” (partes por milhão, v/v), quase uma diluição homeopática.

O PREPARADOS BIDINÂMICO 507 é elaborado com o suco fermentado de flores de valeriana. Ao ser aplicada sobre a leira de compostagem, as substâncias deste suco fermentado, rica em ácido valérico, forma uma capa protetora contra o calor e favorece o desenvolvimento de minhocas.

Na elaboração do PREPARADO DE VALERIANA deve-se empregar água superficial (de nascente) colhida no domingo de páscoa[1] ao nascer do sol. Também, as flores devem ser recém colhidas e com pouco verde.

As folhas ao serem colhidas devem ser colocadas em um pote de vidro forte e bem transparente, provido de tampa hermética e selante.

A disposição das folhas no vidro deve ir até as bordas, comprimindo levemente para encher com água. A massa de água deve ser de três partes para uma parte de flores e a água de nascente deve cobrir as folhas ficando cerca de 2 a 3 centímetros da borda.

Segundo STEINER, o Domingo de Páscoa, é regido pela lua-cheia, no hemisfério norte (primeira lua-cheia da primavera). Na Europa havia uma tradição de guardar os ovos postos na sexta-feira da Paixão (três dias antes da Páscoa), pois esses não apodrecem.

Segundo BERNARDO THOMAS SIXEL, no hemisfério sul devem ser feitas equivalências de datas. Este pesquisador biodinâmico fez uma experiência no Brasil e, guardou os ovos postos na data correspondente ao primeiro domingo da primavera, depois da primeira lua-cheia depois de 21 de setembro (que corresponde ao Domingo de Páscoa no hemisfério norte). Os ovos abertos um ano após essa data, continham um pinto morto, mas não apodrecido.

O vidro (ou os vidros) deve(m) ser exposto(s) ciclicamente à luz solar:

- Todas as manhãs, durante o intervalo de três horas após o nascer do sol;
- Três horas antes do por do sol por uma hora;
- Durante o resto do dia deve ficar fora da geladeira em local fresco e escuro.

[1] O Domingo de Páscoa, segundo STEINER, é regido pela lua-cheia, no hemisfério norte. Sendo a primeira lua-cheia da primavera. É um dia considerado muito especial, tradicionalmente

Depois de três dias o PREPARADO DE VALERIANA começa a se fermentar de modo apreciável. Então, deve-se abrir a tampa e, por alguns instantes (cerca de um minuto), deixar escapar os gases provenientes da fermentação. Esta operação pode-se repetir durante alguns dias. Durante o resto do tempo de elaboração o vidro deve permanecer fechado. Durante sete semanas seguidas, o gás carbônico deve ser retido no interior do líquido par facilitar a conservação do fermentado de Valeriana. Após o término de preparo (depois da sétima semana), as folhas devem ser peneiradas (peneira fina) ou filtradas em um pano limpo. O preparado deve ser acondicionado em frascos âmbar e estão prontos para o uso. O principal uso do PB 507 é para o Composto de FLADEN.

Sem mencionar a aplicação no Composto de FLADEN, ao se aplicar o Preparado 507 a diluição é de 2:10000.

Para proteger as plantas de geadas fortes o PB 507 deve ser adicionado a água morna e agitado fortemente durante 15 minutos antes da aplicação. Além disso, ao se agitar a solução, adicionam-se os Preparados de Chifre-Esterco e de Chifre-Sílica. Também, aconselha-se a adição do PB 507 em todos os outros preparados biodinâmicos. para aspersão, pois, entre outras coisas, melhora a firmeza dos talos, aumenta a disponibilidade de fosfato com aumento da produtividade entre 10 a 30 %. No cultivo de cereais o PB 507 e PB 501 devem ser aplicado em cada fase de crescimento:

- No aparecimento das primeiras três ou quatro folhas;
- No desenvolvimento da base;
- No espichamento/formação das espigas;
- Na formação dos grãos
- No amadurecimento dos grãos

Quanto ao número de aplicações por ano, o cinco é um ideal. Não sendo possíveis, três aplicações é melhor do que uma.

2.3.9. O preparado 508: cavalinha - *Equicetum arvense*

A cavalinha é uma planta originária da Europa, e é empregada na elaboração do PB 508, É é de fácil cultivo, entretanto é preciso escolher bem o local para o plantio, pois ela se alastra com muita facilidade.



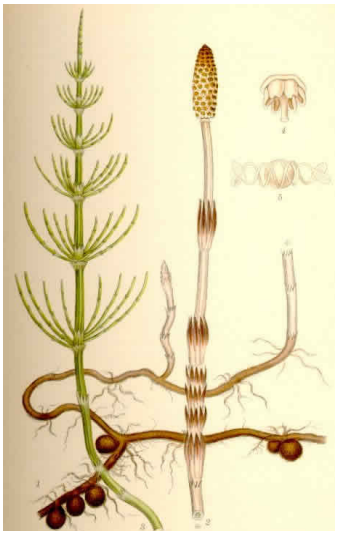
Sua reprodução é feita por esporos, como as samambaias. Já para obter uma muda, é só retirar cuidadosamente os rebentos que nascem ao redor da planta-mãe ou, então, fazer divisão de gomos, a exemplo do que é feito com o bambu: pega-se uma haste da planta, corta-se em vários pedaços; depois é só plantá-los colocando-os horizontalmente no solo. A planta cresce bem em locais sombreados e não exige muita adubação. Segundo informações da Universidade de Lavras, a cavalinha é uma planta que gosta de água em quantidade, seus rizomas desenvolvem-se melhor em solos úmidos. A umidade é necessária para o processo reprodutivo sexual da planta.

Na natureza, a planta ocorre geralmente ao longo de riachos e nas margens de lagos. A melhor época para o corte ou colheita da cavalinha é o verão. Como planta medicinal que tem a função anti-fúngica e também é usada pelos humanos para males dos rins. Trata-se de uma planta conhecida há mais de 20 séculos que, inclusive, foi encontrada nas tumbas dos faraós egípcios.

Como inúmeras outras ervas a cavalinha também era usada para "finalidades mágicas". Em tempos remotos, acreditava-se que a planta estava ligada ao planeta Saturno. Com seus caules ocos, os antigos pastores fabricavam flautas que eram usadas para espantar serpentes, daí o nome popular "milho-de-cobra". Além disso, sempre

foi muito forte a ligação entre a planta e a fertilidade feminina: quando uma mulher queria engravidar, era costume colocar um vaso de cavalinha dentro do quarto.

A CAVALINHA é uma planta muito interessante do ponto de vista botânico. Pertencente à família das Equisetáceas, a cavalinha possui raízes, mas não tem flores e, conseqüentemente, nem sementes. A espécie Equicetum tem como principal característica dar brotos férteis e vegetativos separadamente. Portanto, não terminam em portadores de esporos, como nas outras espécies de vegetais que apresentam brotos vegetativos terminais com esporos.





A cavalinha tem caules ocos de até 30 cm de altura, parece um bambu sem folhas e fino, tem as seguintes características:

- Prefere solos pantanosos arenosos e argilosos ou campos úmidos sombreados.

- Possui grandes quantidades de ácido silícico (sendo um dos vegetais mais ricos em silício).

Sua reprodução é garantida pelos esporos contidos nos "esporângios" situados na base de pequenos escudos que se agrupam numa espécie de espiga terminal. Os próprios esporos são dotados de um extraordinário

sistema de propagação, pois o invólucro rasga-se em quatro faixas elásticas que, ao se deformarem por efeito do calor, provocam a dispersão dos esporos. Outra curiosidade relacionada a esta planta é que ela apresenta os dois tipos de caule: (1) os férteis, avermelhados e curtos, sem clorofila, que surgem normalmente no início da primavera e apresentam na extremidade a espiga produtora de esporos (estóbilo); (2) outros estéreis, que nascem depois que os caules férteis murcham. O caule estéril é verde, longo, canelado, cheio de nós e muita ramificação. É a parte da planta que apresenta as propriedades medicinais.

Quimicamente, a Cavalinha é rica ácido cafêico, ácido fenol-carboxílico, ácido gálico, ácido palmítico, ácido silícico, apigenina, equisetonina, espermidina, glicosídeos flavônicos, luteolina, nicotina, sacarídeos, sais de potássio, saponinas, antioxidantes taníninos, tiaminase. Essa composição sugere que o PREPARADO BIODINÂMICO 508 auxilia na estruturação interna das plantas e seu desenvolvimento. Também, favorece a resistência das plantas contra as doenças.

A elevada presença de sílica e a vibração da planta com Júpiter sugere equilíbrio no solo e raízes (elemento terra). A Cavalinha pode ser considerada um fóssil vegetal vivo que faz fotossíntese pelo caule. É remanescente de plantas pré-históricas, único sobrevivente de um gênero vegetal que existiu antes do aparecimento do homem, há milhões de anos. Pertence ao grande grupo das Criptogramas Vasculares. A erva é remanescente desse período pré-histórico, quando cavalinhas gigantes se proliferavam à beira dos lugares úmidos, como uma espécie de bambu mais aquático do que terrestre.

Além da idade espantosa, a cavalinha apresenta outras características bem curiosas. Por ser muito rica em sílica, a planta sempre foi muito usada para polir metais, substituindo inclusive a atual "palha de aço" na limpeza de panelas e caçarolas.

A cavalinha apresenta ainda bons teores de cálcio, ferro, magnésio, tanino e sódio. Na Antiga Roma, o uso de infusões preparadas a partir da cavalinha era bem difundido, especialmente para tratar problemas respiratórios, infecções urinárias e da próstata. A Cavalinha, devido a suas propriedades fitoterápicas é conhecida também como erva da terceira idade, pois além dos ossos, protege também quem tem problemas de próstata. É diurética e anti-úrica e como fitoterápico humano, a Cavalinha é excelente mineralizante, sendo boa para problemas nos ossos, como osteoporose. Contém grande quantidade de silício e pode ser por esse motivo que é boa para a plantação na forma de Preparado Biodinâmico 508.

Sua fama medicinal atravessou os tempos e atualmente, são atribuídas à cavalinha propriedades capazes de amenizar dores de cabeça, combater hemorragias e fortalecer as paredes das veias, evitando a formação de depósitos de gordura. Por seu poder remineralizante, o chá de cavalinha tem sido divulgado como um poderoso aliado das mulheres que estão ultrapassando a faixa dos 40 anos, pois ajuda a repor os minerais perdidos, afastando o perigo da osteoporose. Entretanto recomenda-se muita cautela com a ingestão de chás e infusões preparadas com esta planta porque, em excesso, há risco de intoxicação e irritação intestinal.

Também, a cavalinha é usada popularmente para tratar de retenção e irritação das vias urinárias (rins e bexiga), anemias, hemorróidas, hemorragias nasais, inflamações de útero, fraturas e descalcificação de dentes e ossos. Sob forma de infusão (2 a 3 xícaras por dia), auxilia no tratamento de hemorragias e pode ser empregado também sob forma de vapor ou compressas.

O chá é feito com infuso (ferve-se primeiro a água, coloca-se a erva num recipiente e joga a água fervente por cima, abafando antes de tomar pelo menos por cinco minutos). A dosagem é de duas colheres de sopa da erva picada para 500 mL de água. Em infusão, combate a celulite. Neste caso ferve-se 30 gramas da erva (caules estéreis) em 2 litros de água por 15 minutos. Filtre e despeje na banheira. Tome banho de imersão por 20 minutos. Repita 2 ou 3 vezes por semana. Uma infusão mais forte aplicada com bandagens, ou mesmo um cataplasma da erva (aplicada em locais do corpo propensos a celulite) faz verdadeiras maravilhas. A cavalinha é ainda excelente tônico para peles oleosas.

No Brasil, o que se tem em mente é trocar esse tipo de planta exótica por uma outra espécie de Equicetum, ou seja, elaborar o PREPARADO BIODINÂMICO 508 com outra planta que não a Cavalinha, mas que tenha as mesmas características botânicas: sem esporos nos brotos vegetativos terminais, pois essa característica é fundamental para a eficácia do preparado.

2.3.10. O preparado de fladen – adaptado da cova de bétula

Outra forma de uso dos preparados de composto é por intermédio do FLADEN. Este “preparado acessório” foi elaborado posteriormente a RUDOLF STEINER inspirado numa prática a muito utilizada pelos agricultores europeus.

O FLADEN é elaborado com esterco fresco consistente e bem formado misturado a pó de basalto e cascas de ovos trituradas e aplicam-se os preparados desde 502 até o 507. Tem como objetivo de “compostagem laminar” trazendo as forças dos preparados para compostagem no local de aplicação.na Natureza.

O PREPARADO DE FLADEN quando maduro, apresenta uma cor escura semelhante ao húmus. Assim preparado, ele pode ser dinamizado com água morna por vinte minutos. Aplica-se o Preparado de FLADEN em áreas de compostagem laminar, em locais tendo matéria orgânica em compostagem sobre o solo. Então, o FLADEN leva todas as forças dos PREPARADOS BIODINÂMICOS (502 a 507) para as áreas em que as aplicações são mais frequentes, especialmente e, também, para áreas muito maiores em que é possível de aplicar PREPARADOS sem que seja pelo composto.

3. A MODALIDADE DE AGRICULTURA ANTROPOSÓFICA E BIODINÂMICA

A Agricultura Biodinâmica não tem variedades. É uma forma única de conhecimento antigo e aceito que tem por objetivo a produção de alimentos limpa e equilibrada, aplicável à Agricultura e Pecuária. O enfoque é sempre o mesmo. E segue sempre um conceito holísco, como já foi suficientemente comentado.

3.1. A eficácia dos preparados biodinâmicos

Os PREPARADOS BIDINÂMICOS são um dos esteios da Agricultura Biodinâmica. Porém, encontram muitas objeções. Mas, por outro lado, sua eficácia já foi comprovada estatisticamente. Já existem muitos trabalhos experimentais comprovando isso. Podem ser citados aqui alguns deles, como o trabalho em que se avaliou durante muitos anos o cultivo Biodinâmico, Orgânico e Convencional, desenvolvido na Suíça, em 1993 (MÄDER, PFIFFNER, JÄGGI, NIGGLI & BESSON).

Há uma Tese de Doutorado defendida por DEFUNNE (2000), em Londres, sobre o efeito do ácido húmico e os Preparados Biodinâmicos. Em todas as pesquisas feitas, mostrou-se uma nítida superioridade do cultivo biodinâmico, em termos de durabilidade dos produtos e em relação à vivificação do solo.Porém, nem sempre, os ensaios em parcela, fazem jus ao preparado, pois a ação dos preparados se processa no organismo inteiro. E, esse

benefício é logo sentido. Crianças, por exemplo, podem rejeitar as verduras de plantio convencional e logo irão adorar as verduras que são produzidas por meio de cultivo biodinâmico.

No Brasil, em Botucatu, PEÑA, em 1996 defendeu um trabalho de Dissertação de Mestrado sobre o uso dos Preparados Biodinâmicos no cultivo da cenoura. Também no Brasil, em Viçosa, SPONCHIADO, em 1993 investigou a adubação Química, Orgânica e Biodinâmica focalizando a qualidade de frutos do Maracujá.

Restaurantes que estão em locais em que se produzem alimentos biodinâmicos, se forem bem executadas as receitas mais triviais (por uma boa cozinheira ou cozinheiro, lógico), terá muito mais êxito do que aquele com alimentos que não são biodinâmicos.

No Brasil há alguns questionamentos sobre os PREPARADO BIDINÂMICO e sobre a validade de seu uso tal qual foram elaborados e empregados na Europa Central, sem nenhuma consideração sobre a região sul da terra. Principalmente, questiona-se sobre a necessidade de encontrar plantas correlatas nativas para substituir aquelas exóticas e, principalmente quanto às estações do ano.

Realmente, pode haver alguma dificuldade em vencer os obstáculos, principalmente, tentando achar as plantas certas nos locais certos para serem aplicadas no tempo certo. Isso é pesquisa e desenvolvimento, mas, ainda difícil de ser pensada em termos práticos e sustentáveis num país de terceiro mundo.

Porém, as plantas: Camomila, Dente de Leão e Milifólio, embora não sendo nativas, são cultiváveis e de fácil adaptação no Brasil. Com a “Urtica dioica” já há algumas dificuldades de distinguir entre os diferentes tipos (Dióica e Urens). Existem produtores que há mais de cinquenta anos utilizam os Preparados Biodinâmicos, com relatos absolutamente corretos e que são muito esclarecedores.

RUDOLPH STEINER caracterizou a Urtiga Dióica como a planta que traz a ordem ao ambiente. O que parece ocorrer é que as plantas, além de suprirem os nutrientes para todos os seres vivos, também têm o papel de serem órgãos de excreção do solo, isto é reconduzir substâncias maléficas à Terra na forma de uma mineralizado quimicamente estável. As duas imagens apresentadas a seguir mostram diferenças entre as urtigas:

- URTIGA DIÓICA (1), escolha correta para o PB 504.

- URTIGA URENS (2), não recomendada para o Preparado 504.





Há um aspecto curioso em relação à Urtiga. Até bem pouco tempo não era possível cultivar a urtiga por meio de sementes. Só se empregava o processo de cultivo por meio da subdivisão de caules subterrâneos, que resultam apenas em exemplares tidos como “masculinos” (1) da espécie. Elas florescem, mas, sendo exclusivamente DIÓICA, só produzem pólen. Mudas femininas (2) foram trazidas da Europa, mas, ainda estão em fase de avaliação. Geralmente, as sementes europeias importadas nascem bem, mas quando chegam na terceira folha morrem.



Há relatos de que as URTIGAS DIÓICAS foram aclimatizadas em Minas Gerais e que elas se desenvolvem bem só em PRUDENTÓPOLIS (Pr).

A VALERIANA é uma planta exótica ainda não perfeitamente adaptada no Brasil. As sementes importadas da Europa nascem, mas, muito raramente dão flores. O Preparado Biodinâmico 507 deve ser elaborado com as flores por um processo fermentativo. Os passos a serem dados são diversos. Um deles é que a VALERIANA gosta do frio. Assim, cultivo em climas mais frios e prolongamento artificial do dia possam resolver esse problema. Um detalhe importante: as formigas gostam de VALERIANA. Há relatos de que elas brotam com muito mais vigor e mais bonitas quando as formigas as atacam, mas, não chegam a matá-las.

Em Botucatu, na FAZENDA DEMÉTRIA, no ano de 1999 (OTA e KARALL) desenvolveram um ensaio comparativo com o cultivo biodinâmico de alface e cenoura empregando preparados feitos no Brasil e importados da Alemanha. Devido a um acidente ocorrido, foi impossível uma maior elaboração estatística dos dados. Mas, todas as parcelas da variante com aplicação de preparados feitos no Brasil foram visivelmente melhores e puderam ser identificadas às cegas, com relação às testemunhas. As parcelas tratadas com preparados vindos da Alemanha não puderam ser destacadas das testemunhas.

Esses resultados são evidências de que se pode confiar nos Preparados Biodinâmicos feitos com ervas de próprio cultivo, em nosso país, o que faz parte da filosofia Biodinâmica, com relação à individualidade agrícola, pois as covas das plantas medicinais para elaboração dos preparados devem ficar distribuídas na periferia do organismo agrícola. Isto faz com que se tenham os pontos de percepção, de irradiação e de acumulação de intercâmbio de forças e de informação entre o cosmo e a terra. A questão essencial de substituição de plantas exóticas dos Preparados Biodinâmicos, por plantas nativas é assunto a ser tratado com cuidado de acordo com o parecer de RALPH CORREIA RICKLI (1986):

"Essencialmente, a Biodinâmica, com os seus preparados, é um meio de sanação da terra. O Processo Patológico teve seu início no norte e é assim compreensível que o remédio terá que vir do norte. Precisamos entender também que RUDOLPH STEINER, ligou-se íntima e pessoalmente com os PREPARADOS e com seus componentes para que esses tenham a eficácia que eles têm. Isso não pode ser substituído por ser uma oferenda pessoal, isto é um sacro ofício. Restabelecida a saúde da terra, os preparados serão tão pouco necessários como medicamentos são desnecessários para um ser humano com saúde. Até lá, o que devemos fazer é aclimatizar cada vez mais as plantas indicadas, o que já foi conseguido com exceção da VALERIANA"

Assim, em certos casos, devem ser consideradas adaptações locais mais simples. Por exemplo, no PB504 a urtiga utilizada é local e a casca de árvore no PB505 é de braúna (árvore nativa em várias regiões do Brasil) e, também, a cabeça de animal doméstico pode ser preenchida com casca de aroeira. É evidente que, qualquer mudança referente ao modo de elaboração dos preparados biodinâmicos, requer:

- Interesse e admiração (que inclui respeito ao vivo), num primeiro momento;
- Muito estudo, pesquisa e vivência própria com muita observação local;
- Assimilação espaço – temporal do objeto;
- Deixar que as experiências anteriores vivifiquem-se sob a forma de imagens, múltiplas, que se interligam na medida em que se amadurece a biografia do sujeito cognoscente. Dessa maneira, configurando-se, uma consciência imaginativa. Somente, então, poder-se-ia experimentar o que fazer de novidade, olhar os resultados e procurar averiguar seriamente os resultados mais frutíferos;
- Para os demais passos subsequentes deve-se estudar as obras correspondentes de RUDOLF STEINER (Ciência Oculta, Iniciação, Teosofia, Como Adquirir Conhecimento dos Mundos Superiores).

Portanto, as mudanças a serem introduzidas na elaboração de alguns preparados devem ser cuidadosas. No caso do chifre-esterco, no Brasil, deve-se dar preferência para o enterro dos chifres na “MICHAEL” (setembro). Para se compreender a época e o modo de fabricação do preparado biodinâmico chifre-esterco (PB500) torna-se necessário o entendimento prévio:

- Das forças que estão na origem da configuração das substâncias vegetais: forças telúricas e cósmico – espirituais, da função dos elementos mediadores (cálcio, silício, argila e húmus);
- Dos materiais envolvidos e de suas funções (chifre de vaca; esterco), e
- Do momento de máxima atuação, no Brasil, das forças cósmicas (espirituais) que estão na origem do vir a ser forma viva. Necessita-se, também, uma compreensão dos éteres: que compõem as forças formativas etéricas: éter vital; éter químico; éter de luz e éter calórico.

Cada um desses, ligado a um elemento correspondente, respectivamente, terra, água, ar/ luz e calor e a uma determinada função estrutural e/ou fisiológica na planta; quais sejam, respectivamente: desenvolvimento radicular e do tecido de sustentação; síntese de proteínas na folha; síntese de carboidratos na folha; síntese de óleos e gorduras nas flores.

O Preparado 500 estimula os éteres vital e químico; por isso, seus efeitos se repercutem sistematicamente em atributos de biomassa radicular quimicamente ativa, germinação, arranque e perfilhamento. Na Europa enterra-se o PB500 no inverno porque, conforma a descrição de STEINER no Curso Agrícola, na idade atual do universo, as forças que engendram formas têm seu máximo de atuação, de 15 de janeiro a 15 de fevereiro, em decorrência da influência de Saturno. Tais forças provenientes de Saturno atravessam toda a Terra. Deve-se sempre buscar essas correspondências cíclicas e estações climáticas no hemisfério sul.

Sendo assim, este processo criativo não sofre interferência da latitude. Daí se enterrar PB500 quando do pico máximo de atuação no subsolo das forças provenientes de Saturno; "forças que engendram forma", "arquétipos criativos da forma viva".

Já, o PB501 (chifre-sílica), este sim, sem nenhuma dúvida, se associa às estações do ano, devendo-se enterrá-lo no "verão"; de muita luz e calor. A sílica está intimamente relacionada à luz e ao elemento FOGO da Alquimia; fenômenos dependentes da latitude.

Cada um dos preparados biodinâmicos está ligado a uma influência cósmico – planetária. As questões sobre a relação entre os preparados biodinâmicos não devem perder de vista a fonte original: a ANTROPOSOFIA de RUDOLF STEINER. Deve se ter muita precaução com relação à retenção de determinadas configurações imaginativas sobre o assunto que surgem de qualquer pessoa comum ainda não a suficientemente desenvolvida no tocante à gnose envolvida.

A publicação de inexatidões (muitas vezes advindas de pessoas ambiciosas) fere ainda mais a ANTROPOSOFIA. Os preparados de composto ampliam bastante a "irradiação para dentro da formação do húmus" (numa configuração específica da matéria) o arquétipo cósmico-espiritual; na origem de toda criação.

Assim, é importante saber que ao se adubar qualquer planta com fertilizante que se tratou com preparados biodinâmicos se repassa toda a informação criadora nos alimentos produzidos, que têm por destino proporcionar autonomia e liberdade no processo do ser humano.

Não se pode ler um texto, um livro ou um artigo sobre Agricultura Biodinâmica e ficar-se indiferente... Enterrar cornos de vaca cheios de estrume conforme o ciclo lunar é um pouco estranho. Dentro dos estilos de Agricultura Biológica e Ecológica esta prática é a mais ousada e extrema de todas, definida como uma CIÊNCIA ESPIRITUAL está ligada à ANTROPOSOFIA, em que a propriedade deve ser entendida como um organismo e se deve defender o equilíbrio do seu ecossistema, proibindo compostos químicos tóxicos e fertilizantes solúveis. Eles desequilibram

A Agricultura Biodinâmica se rege por um calendário astrológico em que se utilizam preparados aplicados ao solo, com o objetivo de renovar as energias do solo, tal como a atividade bacteriana do solo, em conformidade com a disposição dos astros e ciclos lunares. É necessário entender terra como um ser vivo que deve ser cuidada como tal, dando principal importância à harmonia entre minerais, animais, plantas e o ser humano com a atividade dos astros. Uma discípula de STEINER (1861-1925) de nome MARIA THUN desenvolveu um calendário anual com base no resultado das aplicações práticas das teorias da BIODINÂMICA, pelo qual os agricultores se guiam.

A Agricultura Biodinâmica recorre a um estágio adicional não muito bem compreendido. Uma imagem recursiva deve ser dada como exemplo para facilitar sua compreensão: quando um animal acaba de morrer desaparece rapidamente, sendo submetido às leis da terra, transformando-se em elementos muito simples. As forças que construíram este animal estabelecendo seu caráter especial sua forma de vida, são energéticas. Por isso mesmo, quando o animal morre, a ausência de vida não pode ser pesada. Já foram feitas tentativas de medidas de massa ao longo da passagem do ser vivo para o ser morto, mas, materialmente a diferença não é apreciável. Mas já se admite a existência um mundo criador da vida na forma de sistema energético que começa a ser mais bem compreendida pelos físicos com a ressonância magnética nuclear. Sobre a terra existe um “casamento” permanente de leis propriamente terrestres e de “outras” leis, que podem ser chamadas de “Leis Solares” para simplificar algo que é muito complexo e apaixonante ao mesmo tempo. A própria Mecânica Quântica tem aspectos metafísicos e/ou trans-empíricos difíceis de serem racionalizados. Energia e Vida são temas complexos, desde a concepção da matéria por “átomos” com suas subdivisões em partículas e sub partículas cada vez mas elusivas e misteriosas.

Com um telefone móvel falamos com alguém por um sistema de ondas que foi “instalado” artificialmente ao redor da terra e que são prejudiciais para a saúde humana. Ninguém para e pensa no peso destas ondas eletromagnéticas. Estas redes não podem ser pesadas por que atuam de outra maneira. Esta compreensão pode ajudar a cada um a dar-se conta do inquietante da situação que se impõe nas cidades com a Telefonia Móvel, GPS, Micro-ondas, Radares, entre outros tipos de emissões eletromagnéticas. Sua densidade, que não cessa de crescer e de se

converter em algo perigoso, no final, para os campos energéticos vivos dos quais a própria energia do homem depende. É necessário saber que os novos telefones móveis com câmara fotográficas necessitam una fonte de alimentação que contenha 4,7 vezes mais potência do que as anteriores.

No outro lado, a concepção de uma modalidade de cultivo, a Agricultura Holística e Antroposófica, criando e estimulando o uso dos Preparados Biodinâmicos com sua quantidade quase imponderável, RUDOLF STEINER encurtou – finalmente – a distância entre a planta e o sistema energético que existe desde a noite dos tempos. É a primeira vez que um tipo especial agricultura abre esta porta que permite muito mais do que colocar a planta em relação aos processos do potássio, silício, cálcio, ferro, entre outros íons que atuam como ativadores de catálise em processos biológicos do sistema vegetal. Não se atua por um aporte físico de matéria, mas por uma conexão que desenvolve um processo físico. Este sistema pode ser estimulado na terra ou na planta pelas preparações naturais que, quantitativamente, não necessitam ser importantes, já que agem como uma reserva do poder. É um progresso enorme, por que, finalmente, limitam-se os efeitos negativos das poluições hertzianas criadas pelo homem e que, sem que se tenha consciência, limitam essa conexão energética entre a planta e a matriz que gera sua vida.

- Fogo (calor)
- Ar
- Água
- Terra

Aqui, cabe uma observação de caráter mais do que impactante. Como o ser humano pode entender temas que despontam no ramo das atividades cognitivas e que concretizam e medem ENERGIA VITAL ou PRÂNICA, como é o caso da RADIÔNICA.

Terapeutas Holísticos com sólida formação na área, há mais de 20 anos se dedicam à pesquisa e desenvolvimento de novas abordagens no campo de RADIESTESIA e RADIÔNICA. E, ao contrário do que muitos imaginam, as máquinas radiônicas não emitem energia exatamente, mas sim informações codificadas que interagem com os campos mórficos (campos de energia formativos e informativos) descobertos pelo biólogo RUPERT SHELDRAKE. Neste aspecto, a RADIÔNICA guarda semelhanças com outras terapias holísticas que são primariamente informativas, tais como a Acupuntura, os Florais de Bach ou a Homeopatia.

A RADIÔNICA funciona, ela é real e, ao contrário de muitas artes místicas, ela proporciona resultados palpáveis, podendo ser empregada em diversas áreas, independentemente da crença pessoal. Aliás, ela dará bons resultados até mesmo em casos em que a pessoa não saiba que está sendo tratada, à distância.

O trabalho radiônico prevê o uso de um aparelho para o tratamento vibracional, e outro acessório importante é o caderno de índices de radiônica, que contém as regulagens para diversos tipos de testes e tratamentos.

Sempre houve grandes polêmicas envolvendo o tema desde sua criação e os opositores do sistema sempre a ridicularizaram como algo místico. Aludem ao fato de que na maioria das vezes, as Máquinas Radiônicas são compostas por esquemas elétricos infantis e que a teoria Radiônica contraria as leis da biologia tradicionalmente aceita.

Embora simples a Radiônica funciona. Por intermédio de seus aparelhos podem ser resolvidos diversos problemas de saúde. Existem máquinas radiônicas capazes de injetar um floral ou homeopático diretamente na aura de uma pessoa, sem que esta tenha a necessidade de ingerir o medicamento.

Também, existem ainda aparelhos que podem aplicar agrotóxicos em toda uma plantação sem que se tenha que derramar tal elemento nocivo no solo, basta colocar uma amostra da terra em um lugar pré-determinado e uma amostra do agrotóxico para ser transmitida via energia pura.

Com essas considerações assim apresentadas, a Agricultura Biodinâmica fica concreta e bem racional comparativamente, ao se prever a possibilidade de usar fotografias de plantações e aumentar a produtividade por um “input” de energia vital. Fica difícil prever tais avanços e como pode a mente humana conceber isso em direção ao futuro, sem o devido preparo mental, filosófico e noológico.

4. VANTAGENS DA BIODINÂMICA COMO MODALIDADE DE AGRICULTURA

É difícil estabelecer comparações quando o que se compara tem aspectos e concepções tão diferentes entre si. É análogo a comparar pato com ganso ou mesmo cavalo com jacaré ou mesmo, mais irracionalmente, números que expressam grandezas com dimensões físicas diferentes como metro cúbico com metro quadrado, quilômetro com hectare...

Porém podem ser estabelecidos paralelos para tentar tirar algumas verdades no plano racional. Mas, nestas tentativas, incorre-se em erros de lógica, pois ao se contrastar verdades tautológicas com simples verdades:

- Na Agricultura Biodinâmica A terra é um ser vivo. Desde a sua criação até a sua morte, deverá se alterar continuamente por intermédio da transformação de substâncias elementares. Isto é, os processos respeitam a vida. Em outras aplicações na Agricultura clássica, não se tem nenhum pensamento metafísico ou trans-empírico semelhante. E, o respeito à vida não pode e não deve ser ruim.

- Nas transformações que ocorrem no âmbito da terra são nítidos os exemplos de ocorrências como ser vivo que é. Este modo de agir em fase com a natureza viva é típico da Agricultura Biodinâmica e da Agricultura Orgânica (que tem a mesma base filosófica: a Antroposofia).

- Deste modo, tendo por princípio a vida e a contínua criação e crescimento de novos corpos para novas criaturas, os fenômenos são independentes do descarte de corpos mortos que são removidos ou transformados para nova vida . Esta é uma visão exclusiva das práticas Orgânica e Biodinâmica. A energia vital passa de uma para outra matéria viva.

- Assim, na agricultura, hoje em dia: potássio – nitrogênio - fósforo deveriam ser mais bem pensados e considerados como tendo uma relação HOLÍSTICA entre si (cada elemento em relação ao outro) e não como simples nutrientes a serem providos em larga escala sem maiores cuidados, para as plantas e solos. A vida requer um equilíbrio e essas relações de equilíbrio e balanços de energia e massa seguem leis naturais. Essas relações de equilíbrio e balanços de energia e massa não são exclusivas do reino vegetal. Esse raciocínio HOLÍSTICO não deve ser interrompido quando se consideram outros sistemas vivos.

- A Agricultura Biodinâmica, além dos dois preparados com o chifre (Chifre-Esterco: 500 e Chifre-Sílica: 501). Os adeptos se valem de outros preparados suplementares para adubo ou preparados para composto. Sílica do preparado 501 é considerada um “atributo de luz”. Não somente intensifica a luz (solar), como permite uma melhor relação entre o solo e a periferia toda do cosmo. Sua atuação se dá em direção a todo o cosmo. É a parte esquecida pela Agricultura Moderna. E, adicionalmente, a saúde dos animais é beneficiada, quando se emprega a Preparado 501 nas pastagens, pois, pela sílica assim como a qualidade, a quantidade e o valor biológico de seus produtos (leite e carnes) são ressaltados. Esta é uma das grandes vantagens da Biodinâmica na Agricultura.

- Na Agricultura Biodinâmica prega-se a Biodiversidade e erva nunca é daninha e sim, quando muito invasora. Essa é uma diferença fundamental que se traduz em vantagem estratégica. Estas plantas não terão outro recurso a não ser desenvolver sistema radicular forte e quem não tiver, terá seu espaço invadido com as raízes de outra espécie. A parte sensorial da planta (ou seja sua cabeça, que tem muito com cálcio em oposição à sílica) fica na raiz e é por meio da exsudação radicular (estímulo químico) que as plantas conseguem detectar os estímulos e responder ao sistema recebendo os restos (desde que não sejam os seus ou da mesma espécie). Se a planta recebe os restos de plantas de outras espécies, começa o forte desenvolvimento radicular. E é o que lhe garante a sobrevivência e ao mesmo tempo a eficiência na absorção de nutrientes. Isso só pode ser uma vantagem.

- Também é pela sílica da Cavalinha que se explica o Preparado Biodinâmico 508 auxilia na estruturação interna das plantas e seu desenvolvimento. Também, favorece a resistência das plantas contra as doenças. A elevada presença de sílica e a vibração da planta com Júpiter sugere equilíbrio no solo e raízes (elemento terra). Isto também é vantagem exclusiva.

- Pela AGRICULTURA ANTROPOSÓFICA, Todas as transformações vitais para descrever os o milagre da ressurreição da vida daquilo que sobra da morte dependem acima de tudo dos três processos empregados pelos alquimistas desde PARACELSO (sendo isso exclusivo da Agricultura Biodinâmica e por afinidade, da Agricultura Orgânica):

  SAL: PRECIPITAÇÃO, IR EM DIREÇÃO AO SER;

  MERCÚRIO: MUDANÇAS CATALISADAS, REPETIÇÃO PELO PROCESSO MERCÚRIO;

  SULF: ENXOFRE, QUEIMA, DISSIPAÇÃO, EVANESCÊNCIA, SUBLIMAÇÃO e FRAGÂNCIA.

- Nenhuma outra prática agrícola senão a Biodinâmica, considera as transformações naturais que permita ocorrer uma união misteriosa entre as plantas e o humano. Neste particular, do ponto de vista da AGRICULTURA ANTROPOSÓFICA (pelos ensinamentos de STEINER), a movimentação da seiva das plantas e o sangue humano são muito similares entre si, exceto no fato dos íons magnésio e da clorofila serem substituídos pelo ferro e hemoglobina. Devido a essas características únicas dos fenômenos de transformação biológica, homens e plantas estão em polos opostos metabólicos. As plantas tiram o ferro no solo e absorvem CO_2 do ar para produzir açúcares (energia ou combustível da máquina homem e

animal) a partir da fotossíntese e o magnésio, que é o elemento base da clorofila. O homem utiliza o magnésio das plantas e por intermédio da hemoglobina – em que o ferro é o elemento chave – absorve gás oxigênio (O_2) para produzir energia e manter a vida nas células. Isso dá margem a especulações fantásticas.

- Na Biodinâmica e ANTROPOSOFIA, segundo STEINER o PROCESSO SULF tem muito a ver com a habilidade do fósforo em afetar o processo de transferência de energia. A Síntese Bioquímica, isoladamente, não explica muito bem como a energia é transferida para o corpo. Na AGRICULTURA ANTROPOSÓFIC, os compostos ricos em fósforo são uma forma de energia solar sublimada. Quando ocorre a quebra ou colapso do sistema essa energia é cedida para que seja empregada em outro processo vital. O resultado líquido é que uma forma de vida é destruída para o surgimento de outra. As plantas destroem suas folhas para produzir proteínas e óleos ricos em energia. Estes são comidos por animais e por humanos que precisam destruí-los para poder assimilar como alimentos. Nas plantas, o processo de absorção, modificações por meio da catálise e sublimação são transferidos para os animais e servem de modo exatamente análogo, com os mesmos requisitos na sua função de manutenção da vida. Assim, a matéria e a energia seguem continuamente um mesmo padrão de vibração e forças moleculares, quando elas se movem de um corpo físico para outro, no processo cíclico de criação da natureza.

Nenhuns desses pensamentos holísticos surgem na Agricultura de Processos e de Produtos que não vê necessidades tão vitais e que a natureza requer um balanço (equilíbrio energético). Pensar no futuro da terra e na forma de impulsos vitais conservacionistas é o máximo da preservação e sustentabilidade. São vantagens inerentes inquestionáveis.

5. AS DESVANTAGENS DA BIODINÂMICA COMO MODALIDADE DE AGRICULTURA

A principal desvantagem da Agricultura Biodinâmica é a sua compreensão em termos de crenças e dogmas vigentes. É difícil assimilar o conceito de interações entre todas as substâncias nutrientes e suas relações com os fatores energéticos que constituem o equilíbrio dos sistema produtivos. Mas, esse problema se deve muito mais à natureza humana do que a problemas agrícolas.

Para a maior parte das pessoas é quase impossível ou muito difícil trocar velho hábitos profundamente arraigados e se colocar em uma posição de pensar em térmos de equilíbrio biológico, de vida e saúde da terra (solo) em vez de raciocinar simplesmente com NPK + calcário

O método biodinâmico nunca oferece uma receita acabada e as mudanças de modelos requer a coordenação de todas as atividades de gestão agrícola com o estabelecimento de programas e metas de longo prazo. Infelizmente, e isso é uma desvantagem da modalidade biodinâmica. A maioria dos agricultores que não assimila os conceitos da Antroposofia pensa unicamente em termos quantitativos de produção e não na qualidade e, assim, só aplicam métodos que prometem os maiores rendimentos econômicos. Por isso, quando são motivados a mudar este ponto de vista, sentem-se tentados a burlar as regras rígidas e acabam por perder a certificação (Orgânica e/ou Biodinâmica) que é auditada pelos certificadores.

Ignoram que a terra tem que estar sã (ou equilibrada) para transmitir às plantas a energia dos nutrientes e os próprios elementos químicos necessários para que se atinja o crescimento. Afinal, as plantas precisam mais do que elementos químicos para que se desenvolverem plenamente. E não é fácil entender que elas precisam de certas energias, também. Este é o fundamento da Biodinâmica e é seu objetivo básico estabelecer o equilíbrio entre tudo que sustenta e mantém a vida. Planta que é um componente etéreo não adoece, a terra sim é que adoece e deve ser curada. Os preparados biodinâmicos fazem isso muito bem

Um dos maiores problemas da Agricultura (qualquer modalidade) são os insetos (pragas) e seu controle é feito por meio de pulverizações usando substâncias tóxicas e, em muitos casos é drástico o efeito sobre humanos e animais que não são os alvos. A Agricultura Ecológica tem ferramentas atraentes (tais como o uso de bacilos como BT) no manejo integrado de pragas por meio de regulagem biológica. Em todos os casos, o controle não é efetivo e mostram falhas, pois não podem resolver todos os problemas quando as doenças transmitidas pelas pragas já se instalaram. Na Agricultura Biodinâmica o enfoque é o equilíbrio e seria falsidade afirmar efetividade plena, pois não se consegue controle efetivo. Porém, a questão importante pode ser o fato de persistirem os insetos (o que é uma desvantagem relativa), mas, sem que eles causem danos econômicos tangíveis. Aí pode ser estabelecida uma vantagem relativa, quando alguns dos insetos que são designados parasitas são carreados pelo vento e se instalam nas plantações. Relatos sobre essas ocorrências pontuais que ocorrem de vez em quando nos últimos 50 anos, ciclicamente, dão conta dessa característica da Biodinâmica (poucos danos sensíveis pelos insetos devido ao estado de equilíbrio).

Outro aspecto apontado como críticas a STEINER e o seu Curso sobre Agricultura, com orientação do pensamento Biodinâmico, desde a década de 1920 até hoje é sua anteposição ao domínio da Química Agrícola. Muitas escolas de Engenharia Agronômica eram designadas de Escolas de Química Agrícola, como foi o caso da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz (ESALQ) de Piracicaba, antes designada de Escola de Química Agrícola Piracicaba, pelo seu fundador, Luiz de Queiróz, empresário do setor industrial e também fundador da L. Queiróz, indústria química renomada. Na visão química da agricultura, os fundamentos que a absorção de substâncias minerais pelas raízes dos vegetais satisfaziam todas as exigências nutritivas das plantas.

Essa hipótese de que a fertilização com adubos NPK + calcário serve para todos os cultivos é um dogma que segue até hoje orientando o ensino agronômico no Brasil e no mundo. E esses conceitos da Química Agrícola não eram propriamente as ideias de LIEBEG (que duvidava disso, ou seja, que a aplicação sistemática de nitrogênio, fósforo e potássio era conveniente para todos os cultivos em qualquer tipo de solo).

Na verdade, com os postulados da BIODINÂMICA, comprovou-se que os fenômenos carenciais se manifestam muito mais intensamente em solos pobres em substâncias húmicas. Portanto, posição de LIEBEG não era absoluta em termos de materialismo, pois chegou a afirmar que as forças inorgânicas regeneram solos que são inorgânicos e manifestou sobre as forças superiores que atuam nos corpos vivos com uma energia diferente dos minerais que se servem dessas energias para gerar substâncias orgânicas. Essas espécies químicas com suas diferentes manifestações e dotadas de vida, são mediadores para dar as condições de atuação das forças superiores atuantes nos corpos vivos.

LIEBEG questionava as condições cósmicas necessárias e STEINER teve a coragem moral de esclarecer a situação, criticando os adeptos materialistas. O mais interessante é que hoje em dia os “modernos” são obrigados a aceitar a concepção original dos círculos BIODINÂMICOS (1924 a 1934) devido aos avanços da Biologia da Terra. Por exemplo, a importância da vida subterrânea nos solos, que por diversas razões definem um organismo vivo, em que os ácidos húmicos e fúlvicos são necessários e devem ser protegidos ou produzidos. Assim, pelo conhecimento das Leis Biológicas e pela aceitação das relações bióticas, e da importância das condições ecológicas, pode-se dizer que são aceitas as partes biológicas da BIODINÂMICA na Agricultura CONVENCIONAL.

Assim, as críticas passam a ser vantagens, mas ainda são desvantagens na incompreensão pelos materialista das forças cósmicas do lado BIODINÂMICO. É difícil entender como as diluições dos preparados que vão desde décimos a centésimos de milionésimos agem sobre o crescimento vegetativo pela regulação de enzimas

(biocatalisadores), hormônios, vitaminas e óligo-elementos. Céticos acham isso fantástico e inacreditável frente aos conhecimentos atuais. Até aceitariam se as diluições fossem de décimo de milésimos a centésimo de milésimos nas indicações dos Preparados Biodinâmicos.

Até hoje, desde os primeiros estudos da Biodinâmica, muitos se preocuparam em tentar de alguma forma medir essas forças cósmicas. Surgiram práticas analíticas, tais como a Cristalização Sensível e algumas medições análogas à Cromatografia em Papel descendente, mas todas elas ainda pouco divulgadas, principalmente no Brasil. Isso é desvantagem.

6. FINALIZAÇÃO

Quem se interessa pelo tema Agricultura Biodinâmica deve ler o livro de STEINER (publicado no Brasil em 1993). É a maior obra de referência. Para quem se interessa pelo tema, não se pode imaginar nada que substitua a obra original. Porém, STEINER teve um grande colaborador: EHRENFRIED E. PFEIFFER, que foi colega de STEINER e a quem coube dar continuidade aos ensinos da Biodinâmica e dar continuidade ao movimento. Na obra de PFEIFFER (1956), muito foi comentado sobre a realização prática e acompanhamento científico da Agricultura Biodinâmica. Este texto foi revisado e editado por ÁLVARO ALTÉS DOMÍNGUEZ de uma tradução do francês para o espanhol realizada a partir da edição do Le Courrier du Livre Biodynamie et Compostage (París, 1986). Os textos originais apareceram no “Biodynamics”, o boletim da Associação de Agricultura Biodinâmica dos E.U.A., Abril de 1992. É uma leitura indispensável para quem se interessou pelo tema.

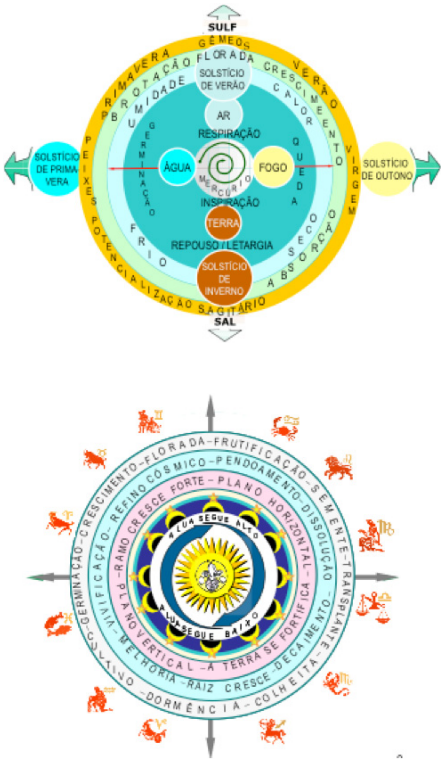
Os processos e técnicas da Agricultura Biodinâmica, como agrossilvicultura, compostagem, controle biológico, alelopatia aplicada, entre outros, são biotecnologias autênticas, no sentido mais amplo, muito além da apropriação do termo pela Engenharia Genética. Hádiversos aspectos que devem ser reconsiderados e reavaliados sobre a Agricultura Biodinâmica. No desenvolvimento do texto desde sua capa mosrou-se uma alternativa interessante de gerar alimentos limpos e sem contaminações e/ou desequilíbrios. O que impressiona é que a AGRICULTURA BIODINÂMICA recupera um aspecto de difícil entendimento em uma época de descaso com o mundo transcendental.

A Figura (final) seguinte mostra uma visão dos nativos de nossa terra, e muito impressiona a similaridade simbólica de manejo da fauna e flora com os princípios básicos expostos nesse texto (BIODINÂMICA), desde sua capa até as explicações contidas no Item 1.1.1. sobre os Elementos e princípios da Alquimia. Estas figuras apresentam uma

comparação entre os calendários de manejo de flora e fauna da Agricultura Biodinâmica: (A) ideias dos índios Tikuna, Amazonas – Alto Solimões (fronteiras entre a Colômbia e o Peru) e (B), as ideias da Agricultura Biodinâmica.



(A)



(B)

LITERATURA RECOMENDADA

CHABOUSSOU, F. “Plantas Doentes pelo uso de Agrotóxicos”. Porto Alegre, L&PM Editores S/A, 1987. 253 p.

PFEIFFER E. E. Introducción al Método Agrícola Biodinámico (1956), editado por ÁLVARO ALTÉS DOMÍNGUEZ de uma tradução do francês para o espanhol realizada a partir da edição do Le Courrier du Livre Biodynamie et Compostage (París 1986).

POLITO, W.L “Insumos Ecológicos para Obtenção de Frutas de qualidade: o Alimento de Origem Vegetal e a Teoria da Ttrofobiose“. In: IV MERCOFRUT - Resumo de Curso, 22 páginas, EMBRAPA – CPACT - PELOTAS, RS – NOVEMBRO, 2002”.

Polito, W. L. “The Trofobiose Theory and organic agriculture: the active mobilization of nutrients and the use of rock powder as a tool for sustainability” - ACADEMY SECTION: EARTH SCIENCES/ Annals of the Brazilian Academy of Sciences 78 (4): 1-15, 2006 – ISSN 001-3765.

SCHELER E. - FUNDAMENTOS CIENTÍFICOS DA NUTRIÇÃO VEGETAL NA AGRICULTURA ECOLÓGICA - (ABD), 2000. Editora Agroecológica, Campinas, 354 p.

STEINER, R. Fundamentos da Agricultura Biodinâmica. São Paulo, Editora Antroposófica, 1993. 235 p.



CAPÍTULO 18

Agroecologia

Bruno Santos de Paula
Djalma Nery Ferreira Neto

1. INTRODUÇÃO

A agroecologia nasce da fusão de conceitos e práticas; é interdisciplinar e transversal por natureza. É uma ciência agregadora múltipla em seu conteúdo e em sua abordagem, e faz parte de um novo paradigma emergente nas ciências que visa suplantar a linearidade cartesiana da prática científica apresentando modelos integrados e sistêmicos de pensamento e ação. A Agroecologia não se permite à compartimentação, uma vez que ela própria, por essência, é uma amálgama, e sua existência combate a fragmentação analítica da vida e da ciência.

Para ampla compreensão, se faz importante ponderarmos sobre o conceito de interdisciplinaridade, que é chave neste momento de transição rumo a um novo paradigma emergente nas ciências. Anuncia-se a impossibilidade em sustentar a extrema fragmentação do conhecimento em prol de seu avanço. O pensamento mecanicista vem se

demonstrando insuficiente em face de um mundo integrado e complexo, abrindo espaço a uma percepção da realidade onde não há objeto sem contexto, e as relações ganham relevância. Capra (2002) teoriza esta nova concepção como pensamento sistêmico[1], enfatizando a importância da percepção da realidade como sistema interconectado, onde não é possível alterar ou compreender a parte sem observar o todo, minimizando assim a dicotomia "todo-parte". Esta abordagem constitui o fundamento da Ecologia, que é definida como o estudo dos sistemas naturais e suas interconexões. A interdisciplinaridade é, pois, uma ferramenta metodológica valiosa, um "saber necessário à educação do futuro" – como enuncia Edgar Morin (2005) – e ela se aplica de maneira especial ao estudo da ecologia, ciência que integra a Agroecologia.

É notório o avanço conceitual acumulado em torno da questão ambiental ao longo das últimas décadas, em especial a partir dos anos 60, com o lançamento do livro Primavera Silenciosa, da escritora Rachel Carson, apontado por muitos como o momento inaugural do ambientalismo contemporâneo, quando esta pauta tornou-se central e urgente, propiciando inúmeros debates e reflexões acerca da predatoriedade de indústrias que poluem indiscriminadamente, causando efeitos toxicológicos nefastos na saúde animal e nos ecossistemas. Em 1996, Theo Colborn também anunciou outro alarmante problema ambiental na obra "Nosso Futuro Roubado", que tratou sobre a maneira que uma ampla variedade de agentes químicos sintéticos alteram delicados sistemas hormonais, modificando o desenvolvimento sexual de diversos animais, inclusive dos humanos.

Para compreender com clareza as motivações e consequências das forças que se relacionam influenciando o atual paradigma e nossos modelos produtivos, é necessário nos debruçarmos sobre o conceito de natureza e suas interpretações. Duas grandes abordagens distintas com relação à natureza balizam as ações de grupos e indivíduos que se identificam mais com uma das abordagens. De maneira geral, temos, em uma ponta, o conceito de uma natureza vista como recurso, objetificada em sua relação com o homem e utilizada para saciar as necessidades deste. Na outra ponta, há a abordagem da natureza como um sistema vivo e autônomo e que, portanto, é visto como sujeito, e não objeto. Esta dicotomia também ilustra a dicotomia entre pensamento mecanicista cartesiano e pensamento sistêmico. A 'primeira ponta', a visão pragmática das ciências, favoreceu (e favorece) divisões cada vez mais profundas dentro do conhecimento humano, e criou o ensejo para o surgimento de cientistas e pesquisadores profundamente especializados e interessados única e exclusivamente em intensificar a produção.

[1] O pensamento sistêmico é parte do paradigma emergente que surge no século XX e faz oposição ao pensamento mecanicista do século XVII representando principalmente pelas figuras de Descartes, Newton e Bacon. Ele aponta, para a não fragmentação das esferas da vida e da ação humana, a partir da perspectiva de integração entre homem e natureza, afirmando a interconexão latente que nos une como em uma "Teia da Vida". Em suma, de acordo com a visão sistêmica, as propriedades essenciais de um organismo ou sistema vivo são propriedades do todo que nenhuma das partes possui. Isto significa que, embora passemos a discernir partes individuais em qualquer sistema, essas partes não são isoladas e a natureza do todo é sempre diferente da mera soma das partes, ou seja, uma parte isolada é sempre diferente dessa mesma parte quando inserida dentro do todo.

No entanto, hoje, percebe-se que o método cartesiano, e sua fragmentação motivada pelo desejo de alcançar uma compreensão correta da realidade, operam em detrimento de uma visão integrada, interdisciplinar e holística de mundo. A aparição recente de outras propostas metodológicas como, por exemplo, a Teoria dos Sistemas, proposta pelo biólogo austríaco Ludwig Von Bertalanffy (1975), demonstra que um elemento em separado é distinto desse mesmo elemento dentro de um conjunto, e que a inserção de qualquer novo agente em um sistema, modifica-o por completo, e não apenas em parte.

Dentro desta concepção de pensamento sistêmico, representantes como Fritjof Capra ("A Teia da Vida", "Ponto de Mutação", "Conexões Ocultas") e Gregory Bateson (1972) ("Steps to an ecology of mind"), se colocam a debater a importância de operarmos coletivamente essa mudança em nosso padrão de pensamento no sentido de inaugurar um novo momento civilizacional, quando a percepção do homem como parte integrante da natureza e do planeta Terra faça-o agir responsavelmente para com o entorno, ao invés de simplesmente degradá-lo e subtraí-lo como recurso. Estes autores sugerem que toda a forma de vida encontra-se intrinsecamente conectada, como uma grande Teia que envolvesse a tudo e a todos. James Lovelock contribui também com a hipótese Gaia (2001), exaltando nosso planeta como um organismo vivo e que, guardadas as proporções, possui necessidades semelhantes às de um ser humano. Em outras palavras, existe uma escola de pensadores que anunciam a transição rumo a uma visão sistêmica da realidade, superando o reducionismo mecanicista, abordando as ciências ambientais como transversais e ressaltando a importância da interdisciplinaridade na apreensão deste (e de outros) conhecimento(s): é a esta escola e a este novo paradigma que pertence a Agroecologia.

A ecologia é um tema altamente transversal; as ciências ambientais se diferem de uma ciência 'pura' e auto-referente como a matemática, pois ela exige, por definição, uma intersecção entre as ciências exatas e humanas para existir. A questão ambiental é também política, econômica, pedagógica, social, etc. Para que as ciências ambientais abarquem a complexidade daquilo a que se pretendem estudar, é necessário assumir uma postura dialógica e abrangente, incorporando a interdisciplinaridade como método e norte. Sem a comunicação entre diversas áreas do conhecimento, os esforços no sentido de desenvolver as ciências ambientais e seus estudos estarão comprometidos – a interdisciplinaridade constitui, então, uma premissa metodológica para o sucesso das ciências ambientais e, entre elas, a Agroecologia.

Assim, iniciamos nossas ponderações acerca da Agroecologia apontando para a sua inerente multiplicidade em método, abordagem e conteúdo. Dessa maneira, produzir comida ganha relevância social, política, estética, comunitária, filosófica, etc. Seu enfoque não se encontra apenas no fato de plantar em si, mas

simultaneamente se preocupa com o tipo de trabalho realizado, com o trabalhador do campo, com a vida do entorno, com as qualidades nutricionais do alimento, com as futuras gerações e com toda a ampla gama de adjacências oriundas da prática agrícola.

2. A AGRICULTURA INDUSTRIAL E SEUS CUSTOS AMBIENTAIS.

Os processos de modernização agrícola se iniciaram no final da década de 40, porém o termo Revolução Verde passou a ser utilizado a partir de uma conferência realizada em Washington em 1968 (SWAMINATHAN, 1993). A expansão da política de mecanização agrícola, associada ao seu pacote biotecnológico nos Estados Unidos foi amplamente patrocinada pela Fundação Rockfeller. Utilizando um discurso ideológico de aumentar a produção de alimentos para acabar com a fome no mundo, o grupo Rockefeller expandiu seu mercado consumidor, fortalecendo a corporação com vendas de verdadeiros pacotes de insumos agrícolas, principalmente para países em desenvolvimento como Índia, Brasil e México (PERKINS, 1990; KAY, 1993).

O programa da Revolução Verde pode ser entendido como a continuidade do processo de desenvolvimento e de expansão das inovações tecnológicas na agricultura, tais como o uso intensivo de insumos químicos sintéticos (adubos, herbicidas, inseticidas, fungicidas, etc), de mecanização e de variedades geneticamente modificadas. Com o objetivo de uma crescente produtividade, a Revolução Verde desdobrou-se em diversas conseqüências ambientais e sociais (LUTZEMBERGER, 2001). Este modo de produção de alimentos é hoje conhecido como Agricultura Industrial (AI) (JESUS, 2005) e seus três pilares tecnológicos fundamentais são mostrados na Figura 1. Passemos a interpretar o termo “pacote” imposto pela Revolução Verde, o uso de adubos sintéticos, sementes geneticamente modificadas[1] (ou híbridas), agrotóxicos e mecanização.

A Revolução Verde promoveu forte desconexão entre a agricultura e os ecossistemas naturais ao substituir parte importante do trabalho que a natureza desempenhava na regeneração da fertilidade dos agroecossistemas pelo emprego intensivo de agroquímicos e de motomecanização pesada. Com isso, as relações de coprodução entre natureza e agricultura, que orientaram o progresso técnico por milênios, foram rompidas para dar

[1] Segundo o professor Carlos Walter Porto-Gonçalves, da Universidade Federal Fluminense e pesquisador do CNPq, “o conceito de OGM é impreciso cientificamente”, posto que, rigorosamente, toda a evolução das espécies implica mudança genética. Já, segundo ele, os Organismos Laboratorialmente Modificados, OLMs, seriam os organismos criados em laboratório e não através da relação entre agricultores e a natureza. (CAPORAL, PAULUS e COSTABEBER, 2009)

lugar a um modelo de produção altamente dependente dos insumos externos (outputs) e de energia não-renovável derivada de combustíveis fósseis (PETERSEN et al., 2009).

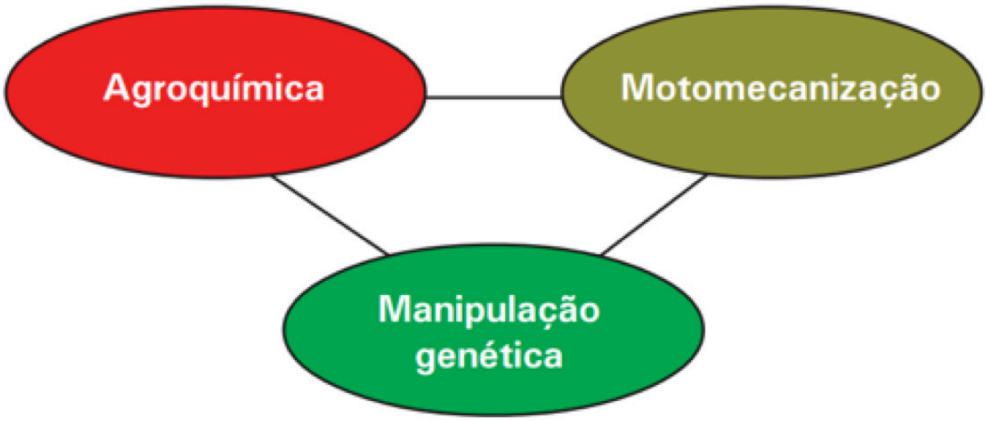


Figura 1. Os três pilares tecnológicos fundamentais, embora não únicos da agricultura industrial.

FONTE: Jesus (2005)

A agricultura industrial norte-americana adota processos produtivos cujos custos energéticos médios são dez vezes superiores ao valor energético efetivamente incorporado ao alimento que vai à mesa do consumidor. Se nessa conta for considerado apenas o balanço da produção primária (sem os custos de processamento, conservação e transporte), a relação entre input e output energético passa a ser de três para um (HORRIGAN et al., 2002).

A simplificação da estrutura do ambiente promovida pela agricultura industrial, vem causando a expansão global das monoculturas, que por sua vez, promovem a padronização, homogeneização e concentração da ocupação dos espaços rurais, provocando uma perigosa redução da diversidade de espécies alimentícias tradicionais (SHIVA, 1991). Esta perda de complexidade, origina desequilíbrio de inúmeros processos tróficos, comportamentais e reprodutivos dos seres vivos dependentes do ecossistema (DUFUMIER, 2011). As nefastas consequências ambientais dessa lógica, resultam nas ditas doenças ecológicas que podem ser agrupadas em duas categorias: (1) doenças do ecótopo, que incluem a erosão, perda da fertilidade do solo, esgotamento das reservas de nutrientes, alcalinização, salinização e poluição das águas e (2) doenças da biocenose (ou comunidade), que incluem perdas de safras, recursos genéticos de plantas e animais silvestres, eliminação dos inimigos naturais e dos mecanismos naturais de controle,

ressurgência de pragas e resistência aos agrotóxicos, perda da biodiversidade de diversas maneiras, como perda de habitats e perda de características evolutivas dentro dos diferentes biomas (ALTIERI, 2012).

Ao longo da história da agricultura, cerca de 7 mil espécies comestíveis foram domesticadas e cultivadas. Atualmente, apenas 120 são cultivadas de forma sistemática. Além disso, aproximadamente 90% da alimentação mundial provêm de oito espécies animais e doze vegetais, sendo que quatro destas (arroz, trigo, milho e batata) fornecem mais da metade das calorias da dieta humana (COUPE e LEWINS, 2007). Entre 1981 e 1998, aproximadamente 4,4 mil variedades não-híbridas de hortaliças (88% do total disponível) deixaram de ser plantadas nos EUA (WHEALY, 2005). Estima-se que 75% da biodiversidade agrícola foi extinta no século passado, sendo que significativa parte dessa perda ocorreu nos últimos 50 anos (BURLINGAME e DERNINI, 2010).

Enquanto os defensores da Revolução Verde proclamam os aumentos substanciais na produção de alguns poucos cultivos, milhares de outras espécies alimentícias que integravam o patrimônio cultural da humanidade estão em extinção ou já foram irremediavelmente perdidas, ameaçando radicalmente a soberania alimentar dos povos. Além da perda da agrobiodiversidade, a lógica expansionista da agricultura industrial vem promovendo um rápido avanço das fronteiras agrícolas sobre ecossistemas naturais. É exatamente esse o fenômeno que atualmente se assiste na Amazônia, na África Ocidental e no sudoeste da Ásia, onde as florestas nativas são postas abaixo para que as monoculturas possam se alastrar. Como mais da metade da biodiversidade mundial encontra-se fora de áreas protegidas, qualquer que seja a estratégia para a sua preservação deverá contar necessariamente com a ativa participação e interesse dos agricultores. Entretanto, essa não parece ser uma condição viável enquanto perdurarem os estímulos públicos voltados à expansão desenfreada das monoculturas sobre os ecossistemas naturais (PETERSEN, et al., 2009). Vale ressaltar que toda a imoralidade com os recursos naturais e com a natureza ocorre em favor da concentração de terras e de renda dos “empresários do agronegócio”, que normalmente exibem a característica de acumularem grandes riquezas a partir da terra, sem nunca terem plantado sequer um pé de feijão.

A substituição de milhares de variedades tradicionais por cultivares comerciais estreitou a base genética da agricultura a níveis extremos. Esta pobreza genética das variedades, leva a uma redução da capacidade de defesa da planta que, em um ecossistema cada vez mais simplificado e monocultivado, passa a sofrer ataques de pragas e doenças para os quais a solução é o emprego de agrotóxicos, que simplificam ainda mais o sistema, reduzindo a sua estabilidade e favorecendo a erupção de novas pragas, cada vez mais fortes e frequentes (PASCHOAL, 1987). O plantio comercial de organismos geneticamente modificados agrava esse problema e o alça a uma nova dimensão

representada pela incontrolável, irreversível e cumulativa poluição genética; processo resultante da polinização cruzada ou da mistura de sementes de variedades convencionais com transgênicas (HEINEMANN, 2007; TESTART, 2011).

Embora o uso de agrotóxicos cresça sistematicamente, as chamadas pragas e doenças não vem sendo debeladas. O que se verifica é justamente o inverso. De 1945 a 1991, as quebras de safra nos EUA em função de insetos, doenças e plantas espontâneas passaram de 32% para 37%, apesar da duplicação do uso de agrotóxicos averiguada no período (CONWAY e PRETTY, 1991). Essa perda de eficiência dos agrotóxicos é atribuída ao aumento de resistência dos organismos-alvo (CHABOUSSOU, 2006; GLIESSMAN, 2009). Entre 1950 e 1990, o número de espécies de insetos resistentes passou de 20 para mais de 500, enquanto o número de espécies de plantas espontâneas resistentes chegou a 273 (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996).

No Brasil, o uso de agrotóxicos vem crescendo de forma acelerada desde a Segunda Guerra Mundial. Em 2008, o País tornou-se líder mundial na aplicação desses produtos, com o emprego recorde de 733,9 milhões de toneladas ou 3,9 kg de venenos por brasileiro por ano (MENTEN, 2009). O Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos da Anvisa, vem publicando ano a ano dados alarmantes a respeito da contaminação de alimentos por pesticidas proibidos que vão as mesas das famílias. Em 2011 foram analisadas 1628 amostras de apenas 9 culturas diferentes, no qual 36% foram insatisfatórias, donde 32% foram referentes a pesticidas proibidos, 42% apresentaram resíduos de pesticidas e apenas 22% apresentaram resultado satisfatório. Em 2012, foram analisadas 1665 amostras provenientes de 7 culturas, que resultou que 29% das amostras foram insatisfatórias com 25% para os agrotóxicos proibidos, 36% com resíduos e 35% foram consideradas satisfatórias (PARA, 2013). Vale ressaltar que na Europa e EUA, as agências reguladoras, analisam mais de 300 culturas diferentes, ou seja, o brasileiro ingere muito mais agrotóxicos do que é capaz de saber (GLOBO, 2014).

O emprego de substâncias tóxicas na agricultura gera impactos ambientais profundos e em várias direções. Seus efeitos negativos sobre espécies não-alvo são gigantescos, aspecto facilmente explicado pelo fato de que apenas 0,1% dos pesticidas atingem os organismos-alvo. Nos EUA, por exemplo, o número de colônias de abelhas nas áreas agrícolas caiu de 4,4 milhões para 1,9 milhão, entre 1985 e 1997, em consequência dos impactos dos agrotóxicos (DAILY, 1997). Nos seres humanos podem causar efeitos toxicológicos agudos como irritação de pele e olhos, coceira, cólicas, vômitos, diarréias, espasmos, dificuldades respiratórias, convulsões e até a morte; ou crônicos como infertilidade, impotência, abortos, malformações, desregulação hormonal, efeitos sobre sistema imunológico e câncer (FRIEDRICH, 2013; ABRASCO, 2012). Uma relevante oportunidade do Químico Ambiental hoje, é contribuir à necessária expansão do monitoramento dos resíduos de agrotóxicos nos alimentos, visto que devido a grande

desinformação, o Brasil é o país do mundo que mais utiliza agrotóxicos comprovadamente carcinogênicos e em quantidades arbitrárias, onde, visando o desaparecimento da praga a qualquer custo, o agricultor convencional os utiliza de modo exagerado e irresponsável.

As sementes modificadas e desenvolvidas em laboratórios, somadas aos tratamentos com agrotóxicos, conferiram, de fato, um aumento significante da produtividade agrícola. No entanto, o problema da fome no mundo não foi solucionado, pois a produção de alimentos nos países em desenvolvimento é baseada na produção de commodities (principalmente grãos e cereais para alimentar gado) e destinada, principalmente, a países ricos industrializados, como Estados Unidos, Japão e Países da União Européia.

Em termos sociais, a expansão da agricultura industrial e das monoculturas no referido pacote tecnológico de insumos interdependentes, leva a desestruturação de culturas tradicionais, assim como à perda de seus conhecimentos e de recursos genéticos locais (SHIVA, 1991; TOLEDO, 1993).

O processo de modernização no campo alterou a estrutura agrária, fazendo com que pequenos produtores ficassem primeiramente sem opção de negar o pacote “modernizante” imposto pelas corporações do agrobusiness. Sem um devido suporte técnico, a maioria dos pequenos agricultores não conseguiu se adaptar às novas técnicas de produção, e por isso, não obtiveram produtividade suficiente para atingir uma sustentabilidade financeira. O que ocorreu como consequência, foi a incapacidade de muitos agricultores arcarem com os custos elevados da compra de fertilizantes, agrotóxicos e máquinas (cujos preços são altamente relacionados com o dólar), propiciando uma decadência financeira daqueles produtores. Dessa forma, muitos se endividaram devido a empréstimos bancários solicitados para a mecanização de suas atividades e por fim, tinham como única opção para pagamento da dívida a venda da propriedade para outros produtores (muitas vezes grandes produtores). Essa lógica ocorreu extensamente nos campos do Brasil e do mundo, que resultou em massivo êxodo rural e inchaço urbano. Podemos concluir aqui, que as imposições da revolução verde contribuíram para a decadência e marginalização de diversas famílias que tinham na terra sua subsistência e dignidade. É nesse contexto de crise socioambiental que a Agroecologia surge com preceitos para retomada do controle local da produção agrícola e propostas para uma soberania alimentar e nutricional para os povos do campo e para toda a humanidade.

3. AGROECOLOGIA: CIÊNCIA, PRÁTICA OU POLÍTICA?

A crise ecológica na agricultura instalada pela lógica da artificialização, simplificação e produção industrial, proporciou o surgimento de um movimento global orientado à defesa e à promoção de formas mais sustentáveis de produção. Tratava-se de modos de produção, totalmente diversificados e descentralizados, que se dividiam em diferentes escolas ou linhas filosóficas, dos quais podemos citar: agricultura orgânica, agricultura biodinâmica, agricultura biológica, agricultura natural, agricultura regenerativa, agricultura sustentável, método de Mokiti Okada, método de Fukuoka e a Permacultura de Bill Mollison (JESUS, 2005).

Para a população em geral, desde meados de 1960, o termo extensamente empregado para qualquer método de produção que se opunha ao pacote da Revolução Verde, era “agricultura alternativa”. A partir da década de 1990, essa denominação imprecisa foi sendo melhor delimitada e substituída pelo termo e conceito da “Agroecologia”. Entretanto, com base na concepção do que é Agroecologia hoje, não é pertinente confundi-la com um tipo de agricultura alternativa, pois esta concepção expressaria um enorme reducionismo do seu real significado, que é muito mais amplo.

O entendimento da agroecologia é diferenciado em diferentes países como mostraram Wenzel et al. (2009). Os autores analisam que em muitos países, há um uso combinado do termo Agroecologia, como um movimento, como ciência e como prática, e que na maioria das situações, estas denominações estão fortemente interligadas. Na Alemanha, a agroecologia tem uma longa tradição como disciplina científica, e o termo não está associado a um movimento ou a práticas. Nos EUA e no Brasil, o termo é usado para descrever todas as três atividades, com predominância para ciência nos EUA e movimento no Brasil; já na França, é mais conhecida como uma prática. O trabalho conclui que os fatores que influenciam cada local no escopo deste termo, está relacionado com três principais fatores, (i) a existência de movimentos sociais e ambientalistas fortes, (ii) a existência de uma relevante tradição científica e sua evolução (caso da Alemanha), e (iii) a busca por enquadramentos e conceitos para descrever tipos de práticas e movimentos.

Os elementos centrais da Agroecologia podem ser agrupados em três dimensões: a) ecológica e técnico-agronômica; b) sócio-cultural; e c) político-econômica, as quais não são isoladas, mas se interpenetram e interagem, de modo que estudá-las e entendê-las, assim como propor alternativas, requer uma abordagem inter, multi e transdisciplinar. Por essa razão, a Agroecologia apóia-se em ensinamentos de distintas disciplinas científicas, como a Agronomia, a Ecologia, a Biologia, a Física, a Economia Ecológica e Ecologia Política, a Educação, a Comunicação, a História, a Antropologia, a Sociologia e também na valorização dos conhecimentos tradicionais camponeses (GUZMÁN CASADO et al., 2000; SEVILLA GUZMÁN e OTTMANN, 2004).

Concebida como saber ambiental do campo da complexidade, a Agroecologia requer uma abordagem que seja capaz de colocar em comunicação crescente e duradoura as ciências naturais e sociais com os demais saberes culturalmente arraigados. A criação deste corpo integrado de conhecimentos sobre o comportamento de sistemas socioambientais complexos implica, portanto, a integração interdisciplinar e o diálogo entre as diversas formas de saberes (FLORIANI E FLORIANI, 2010), como mostra a Figura 2.

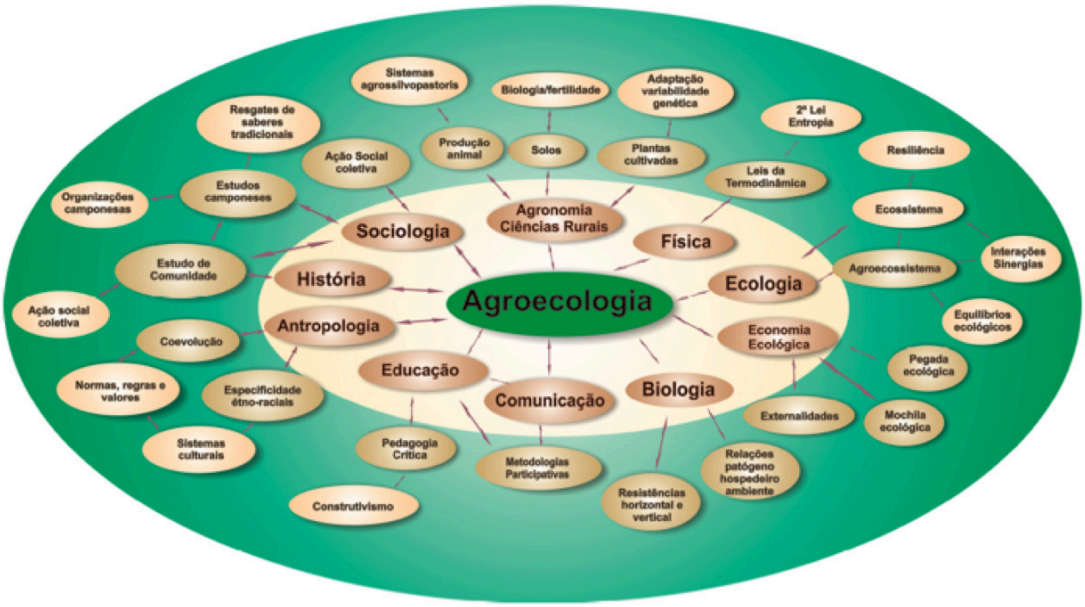


Figura 2. Contribuições de outras ciências à Agroecologia.

FONTE: Caporal, Costabeber e Paulus (2006)

Deste modo, a Agroecologia, como matriz disciplinar, vem aportando as bases para um novo paradigma científico, que, ao contrário do paradigma convencional da ciência, procura ser integrador, rompendo com o isolacionismo das ciências e das disciplinas gerado pelo paradigma cartesiano. Na realidade, nos últimos anos vem ocorrendo uma “revolução paradigmática”, que começa a “modificar os núcleos organizadores da sociedade, civilização e cultura”, determinada pelo processo de ecologização que está em curso e pela necessidade de buscar estratégias de desenvolvimento mais sustentável, capazes de reorientar o curso alterado da co-evolução homem/natureza. Esta revolução paradigmática, ameaça não apenas conceitos, idéias e teorias, mas também o estatuto, o prestígio e a

carreira de todos os que vivem material e psiquicamente da crença estabelecida, aderidos ao paradigma convencional. (MORIN,1998, 1999).

Com base na extensa e decisiva contribuição dos estudiosos, Miguel Altieri (Colômbia e EUA), Stephen Gliessman (EUA), Richard Noorgard (EUA), Sevilla Guzmán (Espanha), Victor Toledo (México) e Enrique Leff (Brasil), os pesquisadores brasileiros Caporal e Costabeber (2000; 2002a; 2002b;2006; 2007; 2009) analisaram vastamente a epistemologia da ciência Agroecologia, trazendo fundamentação e direcionamento ao movimento agroecológico no mundo; e sendo assim, a discutição a seguir, foi em grande parte baseada nas concepções dos autores supracitados.

A Agroecologia – strictu senso – pode ser definida como uma (re)aproximação entre a Agronomia e a Ecologia, ao estudar os sistemas agrícolas por uma perspectiva ecológica, de modo a orientar o redesenho de agroecossistemas em bases sustentáveis. Como disciplina científica, ela se figura num campo do conhecimento que desenvolve e apresenta uma série de princípios, conceitos e metodologias que permitem estudar, analisar, dirigir, desenhar e avaliar agroecossistemas. O agroecossistema é considerado o objeto-alvo fundamental para o estudo e planejamento das intervenções humanas em prol do desenvolvimento rural sustentável. Porém, mais do que simplesmente tratar sobre o manejo ecologicamente responsável dos recursos naturais, partindo de um enfoque holístico e de uma abordagem sistêmica, pretende contribuir para que as sociedades possam redirecionar o curso alterado da co-evolução social e ecológica, promovendo desenvolvimento sócio-ambiental nas suas mais diferentes inter-relações.

Sob o ponto de vista da pesquisa agroecológica, os primeiros objetivos não são a maximização da produção de uma atividade particular, mas sim o estabelecimento ou otimização do equilíbrio do agroecossistema como um todo. Para tanto, é necessário uma maior ênfase no conhecimento, na análise e na interpretação das complexas relações existentes entre as pessoas, os cultivos, o solo, a água e os animais. Qualquer opção tecnológica deve ter como referencial a sustentabilidade, observada em perspectiva multidimensional: social, ambiental, econômica, cultural, política e principalmente ética.

Em termos de desenvolvimento rural, apresenta-se como uma matriz disciplinar integradora, capaz de relacionar e aplicar conhecimentos gerados em diferentes disciplinas científicas. Partindo de enfoques pedagógicos construtivistas e de comunicação horizontal, reconhece e se nutre dos conhecimentos e experiências dos atores sociais envolvidos, para que o processo de desenvolvimento venha a incorporar o potencial endógeno e sociocultural daquele ambiente, na perspectiva de avançar em direção a patamares crescentes de sustentabilidade.

Na questão política, os agroecólogos sustentam a tese de que a Agroecologia pode e deve ser o caminho da auto-suficiência alimentar ao redor do mundo. O relatório divulgado em 2007 pela Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) destaca o potencial e a necessidade da agricultura ecológica substituir a agricultura convencional (FAO, 2007). De acordo com a FAO, o modelo agrícola dominante apresenta séria contradição, já que produz comida de sobra, enquanto milhões de pessoas permanecem submetidas à fome e à subnutrição. Esta tese é também apoiada por um estudo científico, já que a Universidade de Michigan (EUA) realizou minuciosa análise comparativa da produtividade obtida em sistemas de produção convencionais e ecológicos. Com base em 293 casos estudados (incluindo países desenvolvidos e em desenvolvimento; climas temperado, tropical úmido e semiárido), concluiu-se que o enfoque agroecológico pode sim responder ao desafio de abastecer toda a população mundial. Para a maior parte das espécies cultivadas, a análise mostrou que a razão entre a produtividade média das lavouras ecológicas e das convencionais foi pouco menor que 1,0 em países desenvolvidos e maior que 1,0 em países em desenvolvimento. A pesquisa aponta ainda que a agricultura ecológica tem potencial para abastecer uma população ainda maior do que a presente sem que para isso tenha que se expandir para áreas ocupadas por ecossistemas naturais (BADGLEY et al., 2007). De forma ainda mais explícita, o relator das Nações Unidas para o Direito Humano à Alimentação divulgou, em 2010, um relatório em que afirma que a Agroecologia pode a um só tempo aumentar a produtividade agrícola e a segurança alimentar, melhorar a renda de agricultores familiares e conter a tendência de erosão genética gerada pela agricultura industrial (DE SCHUTTER, 2010).

O pensamento ecológico tem a capacidade de nos apresentar um panorama geral de nossa vida em coletividade; de explicitar as relações de interdependência existentes entre todos os seres. A ecologia é capaz de desnaturalizar nosso olhar para questões como a poluição ou a expropriação de direitos, uma vez que somos todos integrantes de um mesmo sistema vivo. Com a difusão desta nova sensibilidade, a Agroecologia se torna uma ferramenta formidável de transformação, bem como uma eminente necessidade para uma sociedade iminente.

Munidos destes dados, podemos concluir que não existe de fato um problema de produção; que não é verdadeira a afirmação de que os métodos agrícolas convencionais são necessários para que sejam cultivados alimentos em quantidade suficiente para alimentar a população mundial. Já é sabido que tanto agricultura convencional quanto agroecológica são igualmente capazes de produzir em quantidade suficiente – ainda que com qualidade divergente. O que está em jogo é uma questão de acesso a estes alimentos, uma questão de distribuição. Não creiamos que faltem alimentos, o que falta é poder aquisitivo para comprá-los. É neste ponto que reside a urgência de difundir e multiplicar a agroecologia, pois ela sim, com sua ampla e sistêmica abordagem, é capaz de superar o desafio do acesso, contrapondo-se sistematicamente às principais razões para a manutenção da fome.

Portanto, com base numa resignificação estrutural, a Agroecologia se apresenta como uma alternativa viável e contra hegemônica ao modo de produção vigente, indo à raiz das desigualdades e, propositivamente, apontando novos horizontes.

4. A BASE DA AGROECOLOGIA: TEORIA DA TROFOBIOSE

A Teoria da Trofobiose, enunciada em 1980 na obra “Plantas Doentes Pelo uso de Agrotóxicos” por Francis Chaboussou, é considerada hoje um dos pilares da agroecologia. Com magistral brilhantismo, sensibilidade e competência, Chaboussou foi o pesquisador capaz de agrupar e se apoiar em diversos relatos científicos ao redor do mundo, que o ajudaram a perceber as complexas relações das manifestações da natureza, e o levaram a elaborar uma hipótese fundamentada sobre aquilo que práticas milenares já evidenciavam, porém não explicavam: plantas cultivadas em solo bem cuidado, rico em matéria orgânica e fertilizado com esterco não são atacadas por qualquer tipo de praga ou doença.

O termo Trofobiose origina-se do grego: Trophos (alimento) e Biosis (existência de vida). Ou seja: todo e qualquer ser vivo só poderá sobreviver se existir alimento adequado e disponível para ele. Segundo a teoria clássica, a resistência da planta é resultado da presença de substâncias antagônicas nos seus tecidos, ou seja, tóxicas ou repulsivas ao parasita. Ao contrário, na trofobiose, a imunidade estaria antes de mais nada relacionada com a ausência dos elementos nutritivos necessários ao desenvolvimento do parasita, seja ele animal ou vegetal (CHABOUSSOU, 2012). Portanto, de acordo com essa Teoria, os organismos vegetais só podem ser atacados por pragas e doenças, quando existir alimento disponível no sistema metabólico da planta, ou mais precisamente, quando houver excessos de aminoácidos livres ou açúcares redutores dissolvidos nos vacúolos ou na seiva das plantas. (CHABOUSSOU, 2012; PRIMAVESI, 1994; PINHEIRO MACHADO, 2004; POLITO, 2006).

A sanidade dos organismos deve, pois, ser considerada como um fator dinâmico, no qual a ausência de açúcares redutores ou substâncias nitrogenadas solúveis na seiva, caracteriza um estado de proteossíntese . Este é um estado de vigor da planta no qual não há substratos para ataques de pragas. Ao contrario, o estado de proteólise de uma planta, é considerado seu momento de vulnerabilidade aos agentes patogênicos. Dufrénoy (1936), citado por Chaboussou, definiu o estado de proteólise da seguinte forma:

Toda circunstância desfavorável à formação de nova quantidade de citoplasma, isto é, desfavorável ao crescimento, tende a provocar, na solução vacuolar das células, um aumento de compostos solúveis inutilizados (açucares e aminoácidos) e este acúmulo parece favorecer a nutrição de microorganismos parasitas e portanto diminuir a resistência da planta a doenças parasitárias (DUFRÉNOY, 1936).

Garber (1956) (apud CHABOSSOU, 2012) diz que quando o vegetal está regido pela proteossíntese, os insetos, fungos e vírus são incapazes de se alimentar, por não possuírem aparelho enzimático para degradar substâncias complexas, e assim, sucumbem à morte. Tomiyama (1963), também analisou os fenômenos bioquímicos de resistência, evidenciando que num ótimo de proteossíntese, observou-se um aumento das proteínas nos tecidos resistentes, um acúmulo de amido e de compostos fenólicos, e além disso, o fungo Phytophthora infestans em folhas de batata, morreram de inanição.

Muitos estudos demonstram a estreita relação entre a nutrição mineral e a resistência da planta a patógenos. Quando ocorrem desequilíbrios nutricionais, ocorrem também desequilíbrios sistêmicos na fisiologia da planta, que inevitavelmente levam à proteólise e à vulnerabilidade às pragas. Os principais desequilíbrios nutricionais que desencadeiam tal condição são: a carência de micronutrientes, que atuam como cofatores para formação de enzimas vitais; carência de enxofre, que está ligado à formação da clorofila; carência de potássio, que está relacionado ao metabolismo de defesa da planta; excessos de nitrogênio solúvel, que aumenta substancialmente a quantidade de aminoácidos livres na seiva; ou excesso de fósforo solúvel, que suprime a absorção de zinco. (HORN, 1988; PRIMAVESI, 1994; ZAMBOLIM & VENTURA, 1996; POLITO, 2005, 2006).

O problema do uso de sais solúveis como adubo é crônico. Segundo Whitehead (1980), a velocidade de absorção do nitrogênio solúvel é mais rápida que a resposta em crescimento, acarretando no armazenamento deste elemento nos vacúolos das plantas na forma de aminoácidos, nitrosaminas ou nitratos. Já Larcher (2001), afirma que a alta concentração de sais é um fator de estresse para as plantas, pois devido atividade osmótica, a água é retida no meio externo, prejudicando sua absorção, e além disso, essa grande quantidade de íons pode prejudicar a ação de enzimas no protoplasma.

O indiscriminado uso de adubos sintéticos vem então, causando consequências devastadoras aos ecossistemas, pois provocam um total desequilíbrio biótico nas plantas, que ficam doentes e, dessa forma, atraem doenças, fazendo com que se necessite cada vez mais de tratamento com agrotóxicos. A este fenômeno, dá-se o nome “desequilíbrio biológico”.

Com intuito de demonstrar a existência do círculo vicioso de aplicação e dependência, pontuemos algumas importantes constatações sobre os agrotóxicos: 1) alteram a fisiologia das plantas, aumentando a proteólise e portanto o teor de aminoácidos solúveis, em níveis que dependem tanto da planta, quanto do agrotóxico; 2) suprimem a produção de fitoalexinas (substâncias naturais de defesa) nas plantas; 3) matam ou afastam os inimigos naturais, causando desequilíbrio do ecossistema, que perde sua diversidade e resiliência a qualquer tipo de invasor; 4) promovem a esterilização da vida no solo; 5) como o glifosato (fitohormônios), inibem enzimas essenciais para as relações simbióticas no solo, provocando modificações danosas à ecologia e fertilidade do solo (CHABOUSSOU, 2012; PRIMAVESI, 1994, 2002; TOKESHI, 2002; POLITO, 2005).

Definida no âmbito da medicina, as chamadas “doenças iatrogênicas” consistem no surgimento de uma doença devido ao uso de um medicamento. Dessa forma, deduz-se com o exposto, que o uso de agrotóxicos promove doenças iatrogênicas nas plantas.

O catedrático professor da USP, Hasime Tokeshi (2002), relatou de forma bastante didática, como ocorre o desequilíbrio biológico ao nível das raízes:

Quando adubamos as plantas com excesso de nitrogênio em cobertura ou fazemos aplicações de agroquímicos que impedem a síntese de proteínas, os aminoácidos se acumulam nas folhas e raízes, aumentando a exsudação de aminoácidos e açúcares no solo. Estes exsudatos atuam como estímulo químico e induzem a germinação de esporos de fungos patogênicos (Fusarium, Pythium, Phytophthora e Rhizoctonia) e bactérias fitopatogênicas (Pseudomonas solanacearum e Pseudomonas spp). O aumento do número de patógenos no rizoplano rompe a resistência natural da planta e surge o processo patogênico (doença) nas raízes do vegetal. Muitas bactérias benéficas do rizoplano que fixam nitrogênio de forma associativa e as micorrizas, em presença de excesso de nitrogênio amoniacal, nítrico e aminoácidos, usam este nitrogênio, passando a atuar como parasita da planta simbionte. Com os simbiontes atuando como parasitas, maior consumo de produtos da fotossíntese e o aumento substancial da exsudação de açúcares e aminoácidos, o sistema radicular se torna mais vulnerável aos patógenos das raízes e da parte aérea. Como consequência final, aumentamos a suscetibilidade da planta a pragas, doenças e ácaros devido a maior excreção de aminoácidos e carboidratos livres. Se ligarmos os fatos acima com os efeitos colaterais da aplicação de inseticidas, fungicidas, acaricidas e adubos químicos de alta solubilidade, verificamos que os efeitos colaterais resultam no acúmulo de aminoácidos e açúcares livres nas folhas e extremidades das raízes. Com isto, fica evidente que a ocorrência de doenças e insetos pragas nas culturas nada mais é que o resultado do desequilibro nutricional da planta, refletindo nos exsudatos radiculares e foliares (TOKESHI, 2002)

As causas que tornam os tecidos campos favoráveis ao ataque de parasitas não se limitam somente aos desequilíbrios nutricionais, mas também aos estresses de alterações ambientais como secas, inundações, calor, frio ou ainda práticas de manejo que alterem o metabolismo da planta a um desequilíbrio na proteossíntese. O estado natural das plantas é evoluir, adquirindo a herança genética do ambiente complexo a que pertence. Dessa forma, também ocorre outro fator importante para a suscetibilidade da maioria das plantas cultivadas, pois no processo de domesticação destes materiais, o melhoramento genético dirigido para a obtenção de ganhos de produtividade e qualidade negligencia o aspecto da evolução natural, levando quase sempre a uma perda da resistência natural das plantas (CHARITY, 2001).

Enquanto nos animais a resistência e resposta imunológica individual têm um papel significativo, nos vegetais a resistência é coletiva, populacional e muito mais dependente do equilíbrio de fatores ambientais, ou seja, da saúde do agroecossistema ou organismo agrícola como um todo (DEFFUNE, 2007; VILANOVA, 2009).

Buscando aperfeiçoar o conhecimento construído por Chaboussou, Polito (2005, 2006), sugeriu um entendimento adicional à essência da Teoria da Trofobiose. Ele diz que de modo simplista, a teoria sugere que a defesa conferida pela proteossíntese advém apenas da constituição de proteínas estruturais, quando na verdade, propõe, a defesa é principalmente executada pela proteossíntese de enzimas com atividade específica na catálise de compostos de defesa. Polito ainda pontua que os micronutrientes são essenciais para a edificação destas enzimas, pois atuam como catalisadores no processo. Para ele, portanto, a defesa está relacionada não somente à complexidade das proteínas estruturais, mas também à atuação de compostos de defesa como as fitoalexinas e fitoanticipinas, fabricadas por essas enzimas específicas. Hipótese que com a evolução das pesquisas nesta área, poderá ser melhor entendida, descrita e aceita.

Conclui-se portanto, que a promoção da resiliência na agricultura, está intimamente ligada a um manejo do solo e do sistema como um todo, no qual a interação entre vários fatores é o que contribui para a existência das condições adequadas para o desejado equilíbrio trofobiótico. Em vista disso, pode-se afirmar que apenas através de uma tecnologia de abordagem sistêmica como a Agroecologia, será possível a trofobiose expressar seu equilíbrio, promovendo alimentos livres de agrotóxicos, aumento da produtividade e sustentabilidade.

5. CONCEBENDO AGROECOSSISTEMAS SUSTENTÁVEIS

Até aqui, muito já foi discutido sobre o ofício da Agroecologia hoje, bem como seu caráter transdisciplinar e por isso, esse tópico será abordado de forma mais objetiva, visando introduzir alguns conceitos chave para a consecução de unidades de produção sustentável. A discussão a seguir é baseada nos trabalhos de Feiden (2005), Gliessman (2009) e Altieri (2004, 2012).

Em 1935, Arthur Tansley foi o primeiro a descrever “ecossistema”, definindo como “o sistema ecológico de um lugar” (AB’SABER, 2006). Os agroecossistemas são comunidades de plantas e animais interagindo dinamicamente com seu ambiente físico e químico, que foi modificado para produzir alimentos para utilização humana. Quanto mais um agroecossistema se parecer com o ecossistema da região biogeográfica em que se encontra, em relação à sua estrutura e função, maior será a probabilidade desse agroecossistema ser sustentável.

A Agroecologia se volta a estudar de maneira holística, a forma, a dinâmica, as funções e os processos envolvidos nas inter-relações tróficas de um agroecossistema, visando reduzir impactos sociais e ambientais para tornar a produção e a relação com a natureza cada vez mais sustentável no tempo. Para tanto, estima-se o desenvolvimento e a aplicação dos seguintes temas.

5.1. Reduzir a dependência de insumos externos (inputs)

Pelo princípio de imitar o ecossistema original, deve-se buscar ter o sol como principal fonte de energia, diminuindo o uso de insumos e combustíveis baseados no petróleo.

Evitar perdas de nutrientes com práticas eficientes de controle da erosão e utilizar espécies de plantas capazes de recuperar os nutrientes lavados para as camadas mais profundas do perfil do solo.

Deve-se aproveitar ao máximo os recursos locais, trabalhando-se para o fechamento do ciclo de nutrientes, que freqüentemente se tornam poluentes e são desperdiçados, tais como, restos culturais, estercos, cinzas, resíduos caseiros e agroindustriais "limpos".

Substituir o uso de insumos por práticas que permitam melhorar a qualidade e a saúde do solo a longo prazo como: o uso de espécies leguminosas de plantas, pois promovem a fixação biológica de nitrogênio (chamada de

adubação verde); uso de composto; uso de espécies de microorganismos eficientes e que estimulam micorrizas, solubilizadores de fosfatos e promotores de crescimento.

Desenhar sistemas que sejam adaptados às condições locais e aproveitem ao máximo, os microambientes, de modo a se gerar estabilidade pelo estabelecimento da biodiversidade.

5.2. Estabelecer Biodiversidade

Do ponto de vista técnico, a estratégia central da Agroecologia orienta-se para a exploração dos variados produtos e serviços gerados pela biodiversidade nos agroecossistemas. Diferente dos ecossistemas naturais, os agroecossistemas podem ter a biodiversidade subdividida em duas categorias: a biodiversidade planejada e a biodiversidade associada. A primeira refere-se às espécies animais e vegetais introduzidas no sistema com propósitos econômicos. A segunda compreende a biota que coloniza espontaneamente o sistema produtivo e o seu entorno. Ao contrário da concepção da agronomia convencional, a Agroecologia não enfoca as espécies espontâneas nos agroecossistemas como organismos indesejados que devem ser eliminados por meios mecânicos ou químicos. Pelo contrário, a essência da estratégia agroecológica está justamente na valorização das funções ecológicas que a biodiversidade (planejada e associada) cumpre na regeneração da fertilidade e na manutenção da sanidade dos agroecossistemas para que estes se mantenham indefinidamente produtivos e especialmente, dispensem o uso de insumos sintéticos e agrotóxicos.

5.2.1. Motivos pelos quais a diversidade assume grande valor nos agroecossistemas

1. À medida que a diversidade aumenta, cresce também as oportunidades para que as espécies possam coexistir e interagir de forma benéfica, no qual o aumento dos níveis tróficos, contribui para a sustentabilidade do agroecossistema;

2. Uma maior diversidade permite que seja feito um melhor uso dos recursos no agroecossistema. Existe uma melhor adaptação à heterogeneidade do habitat, que leva a uma complementaridade nas necessidades das diferentes espécies cultivadas, uma diversificação e sobreposição dos nichos das espécies e ao compartilhamento dos recursos;

3. Os ecossistemas no qual as plantas são intercaladas e diversificadas, possuem maior resistência associada a insetos herbívoros, uma vez que neles existe uma maior abundância e diversidade de inimigos naturais que mantém sob controle populações de espécies individuais de herbívoros;

4. A combinação de diferentes cultivos gera uma diversidade de microclimas que ajuda na vida de organismos como predadores benéficos, polinizadores, fauna do solo e antagonistas, onde cada um cumpre papel importante na totalidade do sistema;

5. A diversidade no solo favorece a intensificação da atividade dos microorganismos, e com isso a ciclagem de nutrientes, depuração de substâncias tóxicas e regulação no crescimento das plantas;

6. A diversidade diminui o risco de prejuízos para os agricultores, onde mesmo que haja problema de perda com algum cultivo, os outros compensarão.

5.2.2. Estratégias para aumentar a diversidade e resiliência dos agroecossistemas

1. Incluir mais espécies de plantas e animais que produzam diversidade funcional no sistema;

2. Manter a cobertura vegetal como medida efetiva para conservar água e solo, por meio de práticas como plantio direto, cultivos com cobertura morta (mulching) ou uso de cultivos de cobertura (adubos verdes);

3. Garantir fornecimento regular de matéria orgânica para promoção de intensa atividade biológica do solo, a fim de assegurar a reciclagem da biomassa e equilíbrio do fluxo e disponibilidade de nutrientes;

4. Recompor os nutrientes exauridos através dos principais adubos naturais como estercos de aves, ruminantes e suínos, composto, adubos verdes, húmus de minhoca, biofertilizantes e pós de rocha;

5. Utilizar rotações de culturas com leguminosas e mistura de pastagens, tanto para estabilizar o fluxo de nutrientes como para romper ciclos de vida de pragas, doenças e plantas espontâneas;

6. Promover a regulação de insetos-praga por meio do aumento da atividade biológica dos agentes de controle, com ou sem introdução de inimigos naturais e antagonistas;

7. Plantar variedades diferentes da mesma cultura e preferir sempre culturas de polinização aberta às culturas híbridas, por sua capacidade de adaptação e maior diversidade genética;

8. Elaborar o desenho baseado em policultivos e consórcios que favoreçam a sinergia e a alelopatia positiva das plantas;

9. Intercalar diferentes variedades de cultivo, implantando sistemas agroflorestais (SAFs), com a combinação dos cultivos com árvores, arbustos e animais, de forma a melhorar a continuidade do habitat para os inimigos naturais;

10. Introduzir plantas funcionais como quebra-ventos, cercas vivas e árvores nativas nos entornos, de modo a estabelecer e manter diferentes microclimas;

11. Criar corredores para contribuir com a vida silvestre e manter regiões de vegetação intocada;

12. Disponibilizar fonte de água para pássaros e insetos;

13. Eliminar uso de adubos químicos e agrotóxicos para extinguir desequilíbrios biológicos e doenças iatrogênicas.

5.3. A transição Agroecológica

Observamos assim, que a estratégia basilar para se obter uma produção saudável, é obter um equilíbrio do agroecossistema mantendo uma complexa e ativa biodiversidade acima e abaixo do solo, bem como se atendo a necessária reposição dos nutrientes. Entretanto, o processo de migração da produção convencional para a agroecológica, muitas vezes causa quebra na produção e diminuição da produtividade. Dessa forma, a transição do sistema com alto uso de insumo, para o de baixo uso, deve passar por quatro fases distintas, nas quais deve ocorrer: a retirada progressiva de produtos químicos; racionalização e melhoramento da eficiência no uso de agroquímicos por meio dos manejos integrados de pragas e nutrientes; substituição do uso de tecnologias de alto consumo de energia; e replanejamento do sistema sob os preceitos apresentados anteriormente.

A Figura 3 exibe o gráfico de produtividade ao longo do tempo na conversão do sistema convencional para o agroecológico.

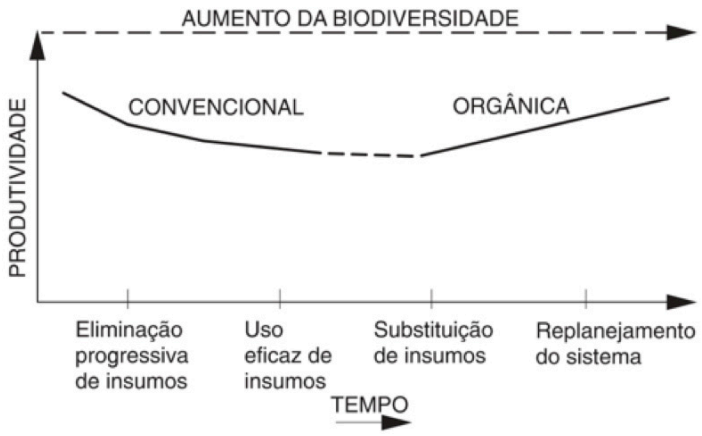


Figura 3. Etapas de conversão do sistema convencional para o sistema agroecológico.

FONTE: Altieri (2004)

Com a otimização do agroecossistema ao longo do tempo, o agricultor agroecológico desfrutará de ganhos oriundos da diminuição dos custos fixos e variáveis pela otimização do uso dos insumos e pela intensificação da produtividade, uma vez atingida a estabilidade de seu agroecossistema. A Figura 4 ilustra a dinâmica da renda do agricultor durante a conversão.

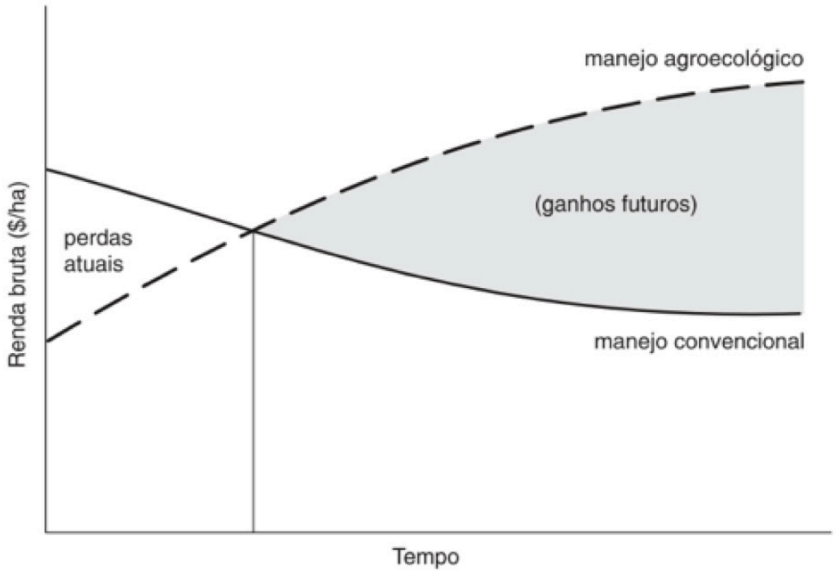


Figura 4. Dinâmica da renda do agricultor durante a conversão para o manejo agroecológico.

FONTE: Altieri (2004)

6. O SOLO SOB UM OLHAR ECOLÓGICO

Este tópico será discutido com base na sabedoria ecológica da pesquisadora Ana Maria Primavesi (2002, 2006), que por sua vez, desenvolveu ampla produção no campo da Agroecologia e no manejo ecológico do solo. Um professor da Índia certa vez, procurou-a e perguntou-lhe: “você acredita que a violência urbana tem suas origens na decadência do solo?”.

Vejamos o que a visão sistêmica de Primavesi pôde interconectar e postular:

Por experiência, já sabemos que um solo decadente, é um solo doente. Um solo doente só pode criar plantas deficientes, ou seja, doentes. Plantas doentes produzem alimentos com valor biológico muito baixo, e por isso são atacadas por tantas pragas e doenças, precisando de muitos defensivos. As plantas doentes somente fornecem alimentos incompletos, e os homens que as consomem também são doentes e principalmente atacados dos nervos (PRIMAVESI, 2006).

Ou seja, ela respondeu sim ao indiano. Quando o solo é desequilibrado ou carece de nutrientes, a planta não forma as substâncias que é geneticamente capaz, produzindo alimentos com baixo valor nutricional (engordam mas

não nutrem) e que são os chamados “alimentos ocos”. Os adultos e crianças que consomem estes alimentos são doentes de corpo e espírito.

O que um agricultor da Austrália (donde mais de 50% da produção agrícola é orgânica), perguntaria se ocorresse uma grande praga em sua lavora? Sua primeira reação seria investigar o que ele fez de errado com seu solo. Para não perder a cultura, poderia usar algum tipo de defensivo químico com muita parcimônia. Após matar a praga, sua terceira e mais importante tarefa, seria recuperar e sanar o solo em todos os seus aspectos. Como disse Hipócrates “pai da medicina”: “Sublata causa tolitur effectus”, que quer dizer: eliminada a causa cessam os efeitos. Portanto, o solo deve ser recuperado pelo bem da nossa saúde, pois:

SOLO DOENTE → PLANTA DOENTE → HOMEM DOENTE

O solo está em toda parte. É um sistema fundamentalmente reciclador de vida. Toda água que chove, passa pelo filtro solo e reabastece os aqüíferos. Recicla até a vida daquele plâncton, que vive obtendo energia da matéria orgânica dissolvida provinda das margens da floresta. Até mesmo nós humanos, somos decompostos pelo solo. Saudemos os microorganismos que vivem essencialmente para decompor, proporcionando a quebra da matéria em moléculas menores com função para outros tipos de vida; e também inevitavelmente existem, pois a natureza deve se livrar e reciclar aquilo que já está deficiente, doente e fraco e já está perdendo sua função na força da vida. O solo é alfa e ômega, o começo e o fim. Portanto saibamos: é do solo que devemos cuidar para prosperar.

Um aspecto importante para o início da abordagem sobre o preparo do solo é que, os revolvimentos à terra, eram amplamente usados na Europa para quebrar o gelo do período de inverno, possibilitando assim seu uso para cultivo. Essa tecnologia foi equivocadamente importada para os solos tropicais, acreditando-se que esse revolvimento profundo iria afofar mais a terra, quando na verdade, ele conduz ao efeito contrário, eliminando os agregados e grumos, e deixando o solo desestruturado e duro devido ao entupimento dos poros pela erosão hídrica causada pela chuva. Condição agravada quando se mantém o terreno capinado e isento de qualquer planta que possa protegê-lo. Situação que provoca a perda da energia vital do solo.

O revolvimento pelo arado causa um arejamento violento e forçado ao solo provocando uma decomposição explosiva da matéria orgânica pela grande ativação da vida microbiana. Duas horas depois da aração, uma nuvem de gás carbônico paira por cima do campo. Isso acaba por consumir grande parte do estoque de matéria

orgânica do solo, privando os microorganismos benéficos da sua fonte de energia, e por isso, essa é uma medida que diminui a disponibilidade de nutrientes nos solos tropicais, resultado da diminuição da vida ativa do solo.

A agricultura dos solos tropicais é baseada no uso intenso da matéria orgânica como cobertura morta, considerando sua rápida reciclagem. Na natureza, a matéria orgânica encontra-se sempre na superfície do solo e seus efeitos benéficos são:

1. Proteção constante contra a insolação direta, que causa o aquecimento excessivo do solo, contra o impacto da chuva, que o adensa por erosão hídrica e também contra erosão eólica (pelo vento). Quanto mais espessa a camada, menos plantas invasoras se propagam. O ideal é uma camada de 5 a 6 cm de espessura e no caso da camada não passar de 1 a 1,5 cm, a compactação do solo será grande.

2. Servir como alimento à microvida aeróbia, fomentando uma constante atividade dos microorganismos fundamentais na reciclagem e disponibilização dos nutrientes às plantas. A inter relação dinâmica planta – excreções radiculares – microorganismos – nutrientes não é dependente de um solo rico, mas sim o solo ativo. Além disso, proporciona maior ação dos fixadores de nitrogênio do ar.

3. Sua decomposição pela micro e meso fauna, produz agregados que diminuem a densidade aparente do solo e criam um sistema poroso que melhora a entrada de ar e a água, indispensáveis à produção.

4. Mantêm o solo sempre com boa umidade, que proporciona condições boas para o aparecimento de minhocas que produzem canais verticais e horizontais que servem para a infiltração de águas pluviais, arejamento e melhor penetração das raízes. A contribuição das minhocas para a decomposição da matéria orgânica, formação de grumos e microagregados é bastante significativa.

5. Confere poder tampão ao solo, complexa metais e fornece substâncias estimulantes como ácido-indolacético (AIA).

Quanto menor a relação C:N tanto mais rápida é a decomposição. Como nos solos tropicais, a reciclagem da matéria orgânica é naturalmente rápida, o ideal é utilizar palhas com relação C:N alta, para que se prolonguem os efeitos benéficos ao longo do tempo.

A matéria orgânica pode recuperar um solo tornando-o fértil e produtivo, mas também pode arruiná-lo se for manejado de maneira não ecológica. Quando a matéria orgânica é enterrada a mais de 30 cm no solo, a carência de oxigênio na decomposição, ocasiona fermentação anaeróbia, que produz gases como o CH4 e o H2S, que são tóxicos para as raízes e para a microfauna benéfica em geral. As raízes permanecem superficiais e as plantas murcham com uma a duas horas de sol. Normalmente, o resultado é que o agricultor irriga demais o solo, o encharcando e impedindo que as raízes desçam, agora porque elas também procuram ar.

A adubação verde deve ser usada para condicionar o solo. As raízes fortes das leguminosas, são capazes de melhorar a estrutura do solo por descompactar solos adensados (com hard-pans) formando agregados, facilitar a infiltração de água no solo e ainda mobilizar fósforo e fixar nitrogênio. A rotação de culturas exigentes (ex. trigo), modestas (ex. milho) e recuperadoras (ex. soja) com leguminosas (adubação verde), é recomendada para manter a fertilidade do solo a longo prazo. No preparo da área, deve-se semear com misturas de cinco a oito espécies para diversificar a vida do solo.

Segundo Takeshi (2002), as raízes têm capacidade de produzir polissacarídeos à medida que são estimuladas e crescem, que servem de alimentos para bactérias e fungos. Os microorganismos em combinação com os polissacarídeos e partículas do solo, formam o mucigel. São os mucigeis que dão estabilidade aos agregados do solo e geram, ao final, os macroporos.

Com relação às análises químicas que podem ser realizadas para evidenciar as carências nutricionais de um solo, Polito (2005) pondera que as análises dos nutrientes do solo, apenas fornecem a quantidade de nutrientes que podem ser absorvidas pelas raízes, mas não fornecem a quantidade de nutrientes realmente disponíveis (trocáveis). Assim, não é possível inferir se há absorção pela planta, pois isso depende de outros parâmetros. Ele diz que a alternativa mais correta é fazer análises foliares, que quantificam os nutrientes presentes nos tecidos vegetais. Desta forma sabe-se quais deles está presente em quantidades consideradas sub-ótimas e assim será possível corrigir a deficiência no solo.

Um método revolucionário de análise do solo, que apesar de ter sido desenvolvido em 1953 pelo químico Ehrenfried Pfeiffer, apenas atualmente vem ganhando notoriedade no Brasil, sobre sua importância e eficácia. Através da obra de Pinheiro (2011), a “Cromatografia de Pfeiffer” foi desvendada e detalhada em português, o que tem ajudado muitos agricultores a estreitar sua relação com o solo. Segundo o próprio autor, o método é uma “análise de solo integral”, que permite o diagnóstico e acompanha seu tratamento de forma auto-interpretativa.

Com o objetivo de avaliar a qualidade da vida do solo, o método se baseia na interpretação do cromatograma através da harmonia de cores e desenhos entre todos os diferentes componentes que interagem (mineral, orgânico, energético, eletromagnético) no solo. Assim é possível saber se um determinado mineral está em harmonia com a matéria orgânica, pH, biodiversidade de microrganismos, grau de oxidação/redução de enzimas, vitaminas e proteínas e como se pode alterar positivamente a situação encontrada para alcançar a meta da saúde da vida do solo.

Existem 3 zonas principais para interpretação:

- Zona Central: Indicadora das condições de desenvolvimento das atividades fermentativas com variação nas formas e nas cores que variam do preto (mínimo metabolismo microbiano aeróbico e máxima fermentação anaeróbica) ao prata (maior plenitude no metabolismo microbiano aeróbico e harmonia estrutural);

- Zona Intermediária: Indicadora das condições de desenvolvimento mineral, desde um círculo linear (membrana inorgânica sem vida) até total integração com as outras zonas. Suas cores variam do mínimo no preto ao máximo no ouro e laranja;

- Zona Externa ou periférica: É a zona das proteínas (enzimas) e vitaminas, desde a ausência da zona, até sua forma larga e cores que variam do castanho escuro até a Prata.

A Figura 5 mostra um exemplo da cromatografia do solo para um solo adubado mineralmente e um não adubado.

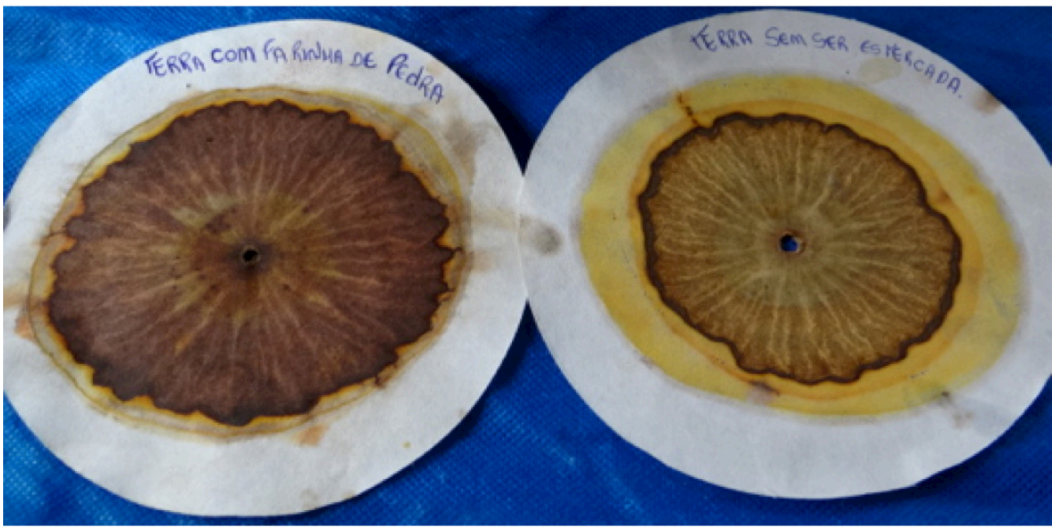


Figura 5. Exemplo de resultados da Cromatografia de Pfeiffer.

FONTE: www.itamargurgel.com

A cromatografia do solo de Pfeiffer se traduz num método que pode ser utilizado em campo, rápido, acessível e auto interpretativo e por isso, se mostra como uma ferramenta valiosa na perspectiva agroecológica. Entretanto, em razão do método ser novo para os pesquisadores da área, ainda é preciso muita pesquisa para validá-lo adequadamente, de forma que a interpretação tenha cada vez mais correlação com os resultados dos métodos analíticos de precisão. A validação das cores e intensidade dos cromas com as espécies químicas, microbiota, matéria orgânica e outros parâmetros de fertilidade ajudará a promover a necessária autonomia do agricultor, contribuindo a favor da soberania alimentar. Nesse sentido, as análises do solo, das plantas e a validação da cromatografia de Pfeiffer, são alguns pontos chave para o avanço do desenvolvimento sustentável no campo que estão ao alcance das competências dos químicos ambientais.

LITERATURA RECOMENDADA

AB'SABER, A. N. Ecossistemas do Brasil. São Paulo: Metalivros, 2006.

ABRASCO, Dossiê. Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Parte 2 - Agrotóxicos, Saúde, Ambiente e Sustentabilidade. AUGUSTO, L. G. S.; CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; FRIEDRICH, K.; FARIA, N. M. X.; BÚRIGO, A. C.; FREITAS, V. M. T.; GUIDUCCI FILHO, E.. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2012.

ALTIERI, M. Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. 5.ed. Porto Alegre : Editora da UFRGS, 2004.

ALTIERI, M. Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável. 3.ed. rev. Ampl. – São Paulo, Rio de Janeiro: Expressão Popular, AS-PTA, 2012. 400p.

BADGLEY, C.; MOGHTADER, J.; QUINTERO E.; ZAKEM, E.; CHAPPELL, M.J.; AVILÉS-VAZQUEZ, K.; SAMULON, A.; PERFECTO, I. Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture and Food Systems, v. 22, n. 2, p. 86-108, 2007.

BATESON, G. Steps to an Ecology of Mind: Collected Essays in Anthropology, Psychiatry, Evolution, and Epistemology. University Of Chicago Press. 1972.

BERTALANFFY, L. V. Teoria Geral dos Sistemas. Ed. Vozes;1975.

BURLINGAME, B.; DERNINI, S. 2010. Sustainable diets and biodiversity: directions and solutions for policy, research and action. Proceedings of the International Scientific Symposium “Biodiversity and Sustainable Diets United against Hunger”, 3–5 November 2010, FAO Headquarters, Rome.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável: perspectivas para uma nova Extensão Rural. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, v.1, n.1, p.16-37, jan./mar. 2000.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia e extensão rural: contribuições para a promoção do desenvolvimento rural sustentável. 3. ed. Brasília, MDA: SAF, 2007.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia: alguns conceitos e princípios. Brasília: MDA/SAF/DATER-IICA. 2004.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Agroecologia: enfoque científico e estratégico. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, Porto Alegre, v. 3, n. 2, p. 13-16, abr./jun. 2002a.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. Análise multidimensional da sustentabilidade: uma proposta metodológica a partir da Agroecologia. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, Porto Alegre, v. 3, n. 3, p. 70-85, jul./set. 2002b.

CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A; PAULUS, G. Agroecologia : uma ciência do campo da complexidade. MDA, Brasília, 2009. 111 p.

CAPORAL, F.R,; COSTABEBER, J.A.; PAULUS, G. Agroecologia: matriz disciplinar ou novo paradigma para o desenvolvimento rural sustentável. Brasília, 2006.

CAPORAL, F.R.; PAULUS, G.; COSTABEBER, J.A. Agroecologia: uma ciência do campo da complexidade. Brasília, 2009. 111p.

CAPRA, F. A teia da vida: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. Tradução de Newton Roberval Eichemberg. 7. ed. São Paulo: Cultrix Ltda, 2002.

CHABOUSSOU, F. Plantas doentes pelo uso de agrotóxicos: novas bases de uma prevenção contra doenças e parasitas: a teoria da trofobiose; tradução: Maria José Guazzelli. 1.ed. – São Paulo: Expressão Popular, 2006. 320p.

CHARITY, R. B. Fruticultura Orgânica. Agroecologia Hoje Ano II, n 9, junho/julho- Botucatu-SP. Agroecológica Eventos & Publicações, 2001. p 16-18.

CONWAY, G.R.; PRETTY, J.N. Unwelcome harvest: agriculture and pollution. Londow: Earthscan, 1991. 645 p.

COUPE, S.; LEWINS, R. Negotiating the seed treaty. Reino Unido: Rugby, UK: Pratical Action, 2007. Disponível em: <http://practicalactionpublishing.org/?id=negotiatingseed>.

DAILY, G.C. Natures services: societal dependence on natural ecosystems. Washington: Island Press, 1997.

DE SCHUTTER, O. Report submitted by the Special Rapporteur on the right to food. UN General Assembly. Human Rights Council Sixteenth Session, Agenda item 3 A/HRC/16/49. International Assessment Of Agricultural Knowledge, Science And Technology For Development. IAASTD Reports. Washington, 2010.

DEFFUNE, G. Sistemas de Produção Agroecológicos Integrados. Curso à distância de Aperfeiçoamento em Agroecologia. 4º Módulo/Unidade 3, 2007. 77 p.

DUFRÉNOY J. 1936. Le traitement du sol, désinfection, amendement, fumure, en vue de combattre chez les plantes agricoles de grande culture les affections parasitaires et les maladies de carence. Ann. Agron. Suisse, pp. 680-728.

DUFUMIER, M. Os riscos para a biodiversidade desencadeados pelo emprego das plantas geneticamente modificadas. Em: Zanoni, M.; Ferment, G. Transgênicos para quem? Ministério do Desenvolvimento Agrário. Brasília, 2011. 538p.

FAO Report. In: International Conference On Organic Agriculture And Food Security, 2007, Rome. Rome: FAO, 2007.

FEIDEN, Alberto. Agroecologia: introdução e conceitos. In: Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável. Brasília: Distrito Federal. Embrapa Informação Tecnológica, 2005.

FLORIANI, N.; FLORIANI, D. Saber Ambiental Complexo: aportes cognitivos ao pensamento agroecológico. Rev. Bras. de Agroecologia, Porto Alegre, 5(1): 3-23 (2010).

FRIEDRICH, K. Impactos dos agrotóxicos na saúde humana. Palestra conferida no Fórum Adequação Fitossanitária - Workshop Agrotóxicos: onde estamos? – Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, outubro de 2013.

GLIESSMAN, S.R. Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável. 4. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2009. 658p.

GLOBO, 2014. Notícia veiculada 30/01/2014, disponível em: http://oglobo.globo.com/economia/brasil-fiscaliza-agrotoxico-so-em-13-alimentos-enquanto-eua-europa-analisam-300-11446519. Acesso em: 31/01/2014.

GUZMÁN CASADO, G.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; SEVILLA GUZMÁN, E. (Coord.). Introducción a la Agroecología como desarrollo rural sostenible. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2000.

HEINEMANN, J.A. A typology of the effects of (trans)gene flow on the conservation and sustainable use of genetic resources. Rome: FAO, 2007.

HORN, D.J. Ecological Approach to Pest Management. The Guilford Press, New York,1988.

HORRIGAN, L.; LAWRENCE, R.S.; WALKER, P. How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. Environmental Health Perspectives, Baltimore, v. 110, n. 5, p. 445-456, May 2002.

JESUS, E.L. Diferentes Abordagens de Agricultura Não-Convencional: História e Filosofia. Em: AQUINO, A.M. e ASSIS, R.L. Agroecologia: Princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 2005, 517p.

KAY, L.E. The molecular vision of life: Caltech, the Rockfeller Foundation, and the rise of the new biology. Oxford: Oxford University Press, 1993.

LARCHER, W. Ecofisiologia Vegetal. Sao Carlos: RiMa, 2001. 531p.

LOVELOCK, J. Homage to Gaia: The Life of an Independent Scientist. Oxford University Press. 2001.

LUTZEMBERGER, J,A,K. O absurdo da agricultura moderna. Estudos Avançados, São Paulo, v. 15, n.43, p. 61-74, set,/ dez. 2001.

MENTEN, J.O. Liderança em tecnologia fitossanitária. Agroanalysis, Rio de Janeiro, v. 29, n. 4, abr. 2009.

MORIN, E. Introdução ao Pensamento Complexo. Tradução do francês: Eliane Lisboa - Porto Alegre: Ed. Sulina, 2005. 120 p.

MORIN, E. O método. Porto Alegre: Sulina, 1998

MORIN, E. Por uma reforma do pensamento. In: PENA-VEJA, A.; NASCIMENTO, E. P. (Org.). O pensar complexo: Edgar Morin e a crise da modernidade. Rio de Janeiro: Garamond, 1999.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Board on Agriculture. Ecologically based pest management: new solutions for a new century. Washington, 1996.

NORGAARD, R.B. SIKOR, T.O. A base epistemológica da Agroecologia. Em ALTIERI, M.A. Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável. Guaíba: AS-PTA, 2002.

PARA, 2013. Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos (PARA), Anvisa. Relatório de atividades de 2011 e 2012. Gerência-Geral de Toxicologia. Brasília, 29 de outubro de 2013

PERKINS, J.H. The Rockefeller Foundation and the green revolution, 1941–1956. Agriculture and Human Values. 1990.Volume 7, Issue 3-4, p 6-18.

PETERSEN, P.F.; WEID, J. M.v.d.; FERNANDES, G. B. Agroecologia: reconciliando agricultura e natureza. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 30, n. 252, p. 7-15, 2009.

PINHEIRO MACHADO, Luiz Carlos. Pastoreio racional voisin: tecnologia agroecológica para o terceiro milênio. Porto Alegre: Cinco Continentes, 2004. 312 p.

PINHEIRO, S. Cartilha da Saúde do Solo (Cromatografia de Pfeiffer). Salles Editora, Juquira Candiru Satyagraha, Porto Alegre. 2011.

POLITO, W. L. Fitoalexinas e a Resistência Natural das Plantas às Doenças. Workshop SASCEM. Piracicaba, out/2005. Disponível em http://www.ipni.net/ppiweb/pbrazil.nsf/$webindex/article=D3E4CC9E8325709500820E30DA09CFA2. Acesso em: 14/01/2014.

POLITO, W. L. The Trofobiose Theory and organic agriculture: the active mobilization of nutrients and the use of rock powder as a tool for sustainability. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 78 (4): 765-779, 2006.

PRIMAVESI, A. Manejo Ecológico de Pragas e Doenças: técnicas alternativas para a produção agropecuária e defesa do meio ambiente. São Paulo: Nobel, 1994.

PRIMAVESI, A. M. Cartilha do Solo. Fundação Mokiti Okada. São Paulo, 2006.

PRIMAVESI, A. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 2004.

SEVILLA GUZMAN, E. Uma estratégia de sustentabilidade a partir da Agroecologia. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, Porto Alegre, v. 2, n.1, pg 35-45, 2001.

SEVILLA GUZMÁN, E.; OTTMANN, G. Las dimensiones de la Agroecología. In: INSTITUTO DE SOCIOLOGÍA Y ESTUDIOS CAMPESINOS. Manual de olivicultura ecológica. Córdoba: Universidad de Córdoba, 2004. p. 11-26. (Proyecto Equal-Adaptagro).

SHIVA, V. The violence of the green revolution: Third world agriculture, ecology and politics. Pengany, Malásia: Third World Network, 1991.

SWAMINATHAN, M.S. Wheat Revolution : A Dialogue. Madras: Macmillan, India, 1993

TESTART, J. Plantas transgênicas: inúteis e perigosas. Em: Zanoni, M.; Ferment, G. Transgênicos para quem? Ministério do Desenvolvimento Agrário. Brasília, 2011. 538p.

TOLEDO, V.M. La racionalida ecológica de la produción campesina. In: SEVILLA GUZMÁN, E; GONZÁLEZ DE MOLINA, M. Ecología campesinato y historia. Madrid: La Piqueta, 1993. p. 197-218.

TOMIYAMA, K. 1963. Physiology and biochemistry of diseases resistance of plants. Ann. Rev. of Phytopath. I, pp. 295-324.

VILANOVA, Clelio; SILVA JUNIOR, Carlos Dias da. A Teoria da Trofobiose sob a abordagem sistêmica da agricultura: eficácia de práticas em agricultura orgânica. Rev. Bras. de Agroecologia. 4(1):39-50 (2009).

Wezel, A.; Bellon, S.; Doré, T.; Francis, C.; Vallod, D.; David, C. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. Agronomy for Sustainable Development. 29 (2009) 503–515.

WHEALY, K. Garden seed inventory: an inventory of seed catalogs listing all non-hybrid vegetable seeds available in the United States and Canada. Iowa: Seed Savers Exchange, 2005.

WHITEHEAD, D. C. The role of nitrogen in grassland produtivity. A Review of Information From Temperate Regions. 1ª ed. Hurley, England. Ed. C.A.B., 1980.

ZAMBOLIM, L.; VENTURA, J.A. Resistência a Doenças Induzida pela Nutrição Mineral das Plantas. 45 p. (ABEAS. Curso de Agricultura Tropical – Módulo 3.2.1). 1996.

Boxe Temático

O que é Permacultura?

Bruno Santos de Paula
Djalma Nery Ferreira Neto

Permacultura é uma ciência prática utilizada para desenhar espaços (desde casas até cidades) de modo que os elementos sejam posicionados de acordo com a visão sistêmica onde tudo existe em relação, criando ciclos sustentáveis de aproveitamento energético e benefício mútuo. Ela é uma maneira de intervir na realidade, propondo uma nova ética, outra conduta – uma nova maneira de ser no mundo, opondo-se a tônica individualizante da sociedade de consumo e da lógica da produção industrial contemporânea. Nesta proposta, ela acaba por aproximar inúmeras áreas do conhecimento, sendo transversal e transdisciplinar por essência.

A Permacultura reaproxima os indivíduos de sua vida material, responsabilizando-os pela produção e reprodução de suas necessidades básicas, gerando uma nova relação entre as pessoas e o ambiente que as cerca, na qual a posição de consumidor passivo não é aceitável, mas insustentável perante o discurso vigente da escassez.

Bill Mollison e David Holmgren, nos anos 70, criaram a Permacultura inspirados no modelo das comunidades aborígenes tradicionais da Austrália, país origem de ambos. Holmgren, estudante do curso de Design, foi co-orientado por Mollison, então professor da Universidade da Tasmânia desde 1968. Mollison e Holmgreen mantinham diálogos sobre a criação de uma agricultura sustentável desde o início dos anos 70, criando a palavra Permacultura em 1974 (MOLLISON, 1994). O termo nasce como uma fusão do inglês “permanent agriculture” (agricultura permanente), pois foi inicialmente criada para aplicação na agricultura e em ambientes rurais. Mais tarde, percebendo-se o potencial de expansão do método, passou a significar “permanent culture” (cultura permanente), para que pudesse abarcar outras áreas. Bill Mollison, define-a como:

"(...) uma filosofia de trabalhar com, e não contra a natureza; de observação prolongada e pensativa em vez de trabalho prolongado e impensado, e de olhar para plantas e animais em todas as suas funções, em vez de tratar qualquer área como um sistema único de um único produto." (MOLLISON, 1979).

Metodologicamente, a Permacultura (como concebida por seus criadores) possui 3 pilares, 12 princípios e 4 grandes eixos de trabalho. A saber:

- Pilares que são sua base ética e orientadora de sua conduta: Cuidado com a terra; Cuidados com os outros; Divisão dos excedentes (partilha justa)

- Princípios norteadores para a prática: Observe e interaja; Capte e armazene energia; Obtenha rendimento; Pratique auto-regulação e aceite retorno; Use e valorize os serviços e recursos renováveis; Não produza desperdícios; Design partindo de padrões para chegar aos detalhes; Integrar ao invés de segregar; Use soluções pequenas e lentas; Use e valorize a diversidade; Use as bordas e valorize os elementos marginais; Use criativamente e responda às mudanças.

- Eixos de trabalho nas quais se dividem as ações e aprofundamentos, de modo a propor soluções distintas das convencionais para cada uma delas: água, energia, habitação e alimentos

Existe uma imagem que, graficamente, resume todos esses preceitos, conhecida como Flor da Permacultura e tem inspirado os olhos e mentes de milhares de pessoas por todo o mundo, dando exemplos claros de aplicabilidade desse método, propondo práticas para se alcançar um modo de vida realmente sustentável:

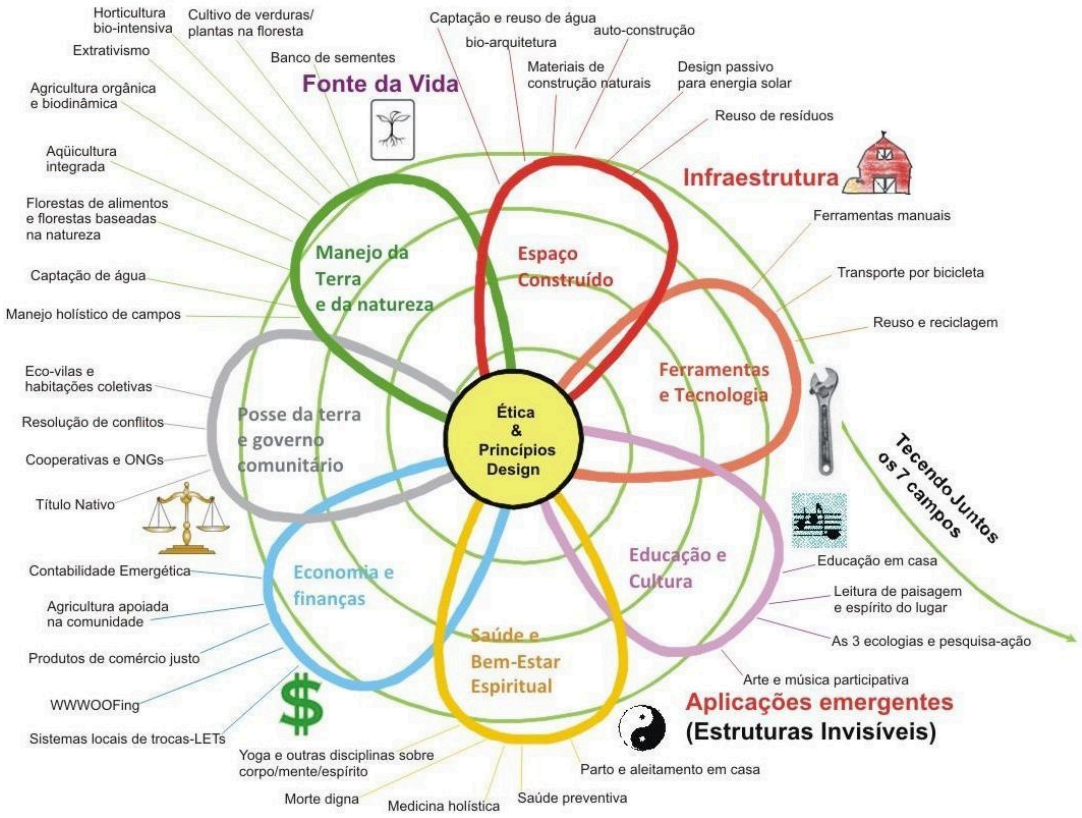


Figura 6. Flor da Permacultura.

LITERATURA RECOMENDADA

MOLLISON, B. Permaculture Two. Tagari, 1979.

MOLLISON, B.; SLAY, R. M. Introdução à Permacultura. Trad. André Luis Jaeger Soares. Tyalgum: Tagari, 1994.



UNIDADE

3

Práticas de Valorização da Matéria Orgânica



Capítulo 19

Compostagem

Valdir Schalch
Luciana Miyoko Massukado
Carolina Ibelli Bianco

1. DEFINIÇÃO

De acordo com a NBR 13.591/1996, a compostagem é um processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1996).

Este conceito desenvolvido pela norma brasileira nada mais é do que o processo que ocorre naturalmente nos ecossistemas, com a diferença de que nestes a matéria orgânica de origem vegetal e animal é estabilizada em prazo indeterminado, pois depende das condições do meio em que se encontra. Assim, a compostagem pode ser

considerada uma técnica que imita os processos naturais, sendo que seu sucesso está atrelado ao controle de requisitos físicos e químicos para que se obtenha as condições necessárias ao ótimo desenvolvimento dos processos biológicos.

Compostar significa, portanto, reciclar nutrientes através da decomposição da matéria orgânica de forma mais acelerada em relação ao que ocorreria no ambiente, pois o controle e favorecimento do processo potencializa a atividade microbiana (ORRICO JÚNIOR et al., 2009).

2. COMPOSTAGEM: MUDANÇA DE PARADIGMA

A compostagem é praticada desde a História Antiga, quando gregos, romanos e povos orientais já haviam percebido que os resíduos orgânicos poderiam ser retornados ao solo, contribuindo para a sua fertilidade. O ato de compostar era desenvolvido de forma empírica até o ano de 1.920, quando o processo passou a ser pesquisado cientificamente por Albert Howard e, a partir daí, realizado de forma racional. Nas décadas seguintes, muitos trabalhos científicos lançaram as bases para o desenvolvimento desta técnica, que hoje pode ser utilizada em escala industrial (FERNANDES; SILVA, 1999).

Entretanto, apesar da vasta disponibilidade de conhecimento sobre a técnica da compostagem, o ser humano ainda a ignora (no sentido de não praticá-la rotineiramente) como uma alternativa eficiente de destinação adequada ao excesso de resíduos sólidos orgânicos gerados, os quais são enviados à aterros sanitários ou ainda dispostos em locais inadequados.

Este cenário apresenta riscos de poluição e contaminação ambientais, pois a decomposição da fração orgânica gera gases contribuintes para o efeito estufa, além de produzir chorume[1] com elevada carga orgânica, que, quando lixiviado, pode atingir lençóis subterrâneos e corpos d'água. Verifica-se, portanto, que desperdiçamos o potencial que esses resíduos possuem de retornar ao ambiente de forma adequada como um condicionador do solo.

Para que este condicionador do solo tenha uma boa qualidade, além do controle correto do processo de compostagem, faz-se necessária a separação dos resíduos orgânicos na fonte, evitando-se posterior trabalho com a

[1] Chorume: líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos; tem como característica a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992).

segregação dos materiais compostáveis dos não compostáveis e impedindo-se que materiais indesejáveis afetem a qualidade do composto final.

No Brasil, a técnica de compostagem ainda está restrita às pequenas comunidades, pois faz-se necessário, além da segregação dos resíduos na origem, a implementação da coleta seletiva pelo poder público. Este tipo de coleta ainda não integra a realidade dos municípios principalmente pelos seguintes motivos:

- Apresenta elevado custo de coleta e transporte, pois necessita de veículos especiais que passem em dias diferentes dos dias da coleta regular;

- Exige a instalação de um centro de triagem, no qual os recicláveis são separados por tipos, mesmo após a segregação na fonte.

- Entretanto, a prática da coleta seletiva reflete vantagens a serem destacadas:

- A boa qualidade dos materiais recuperados, uma vez que não ficaram sujeitos à mistura com outros materiais;

- Redução do volume de rejeitos a serem dispostos em aterros sanitários, o qual terá sua vida útil prolongada;

- Estímulo à cidadania através da prática da responsabilidade compartilhada;

- Flexibilidade, pois pode ser feita em pequena escala e ampliada gradativamente;

- Possibilidade de parcerias entre escolas, associações ecológicas, catadores, empresas, etc.

Com base nos itens apresentados, verifica-se que apesar dos benefícios sociais e ambientais resultantes da coleta seletiva, implementá-la em um município não seria viável economicamente, o que enfraquece sua prática, juntamente com a inexistência de uma normalização no país.

Contudo, recentemente, a área de resíduos sólidos no Brasil passou a ter seu marco regulatório, que ocorreu com a promulgação da Lei Federal 12.305, em 02 de agosto de 2010, posteriormente regulamentada pelo

Decreto 7.404, em 23 de dezembro daquele mesmo ano. Desde então, o país conta com uma Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que compreende um conjunto de definições uniformizadas, princípios, objetivos e instrumentos que devem balizar qualquer discussão ou atividade relacionada à área.

Entre os instrumentos definidos pela PNRS estão os Planos de Resíduos Sólidos, cuja elaboração está a cargo da organização ou entidade interessada, requerindo, inicialmente, a realização de um diagnóstico das quantidades e características dos resíduos gerados, bem como das atuais práticas de gestão e gerenciamento. A partir deste diagnóstico, são definidas propostas de melhoria, traçadas metas e definidos prazos para o atingimento destas (SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA, 2013a).

No âmbito deste capítulo sobre compostagem, é importante que você saiba que a Política Nacional de Resíduos Sólidos deixa claro que os resíduos orgânicos não devem mais ser aterrados, sendo este fim destinado somente aos rejeitos. Vamos entender então a diferença básica entre esses dois termos: resíduos e rejeitos.

Até 2010, a definição mais frequentemente encontrada era aquela da norma NBR 10.004/2004, segundo a qual resíduos sólidos eram:

> Aqueles nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade, de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos d' água, ou exijam para isso soluções tecnicamente e economicamente inviáveis em face a melhor técnica disponível (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004).

Já o texto da Lei 12.305/10, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, diferencia claramente resíduos de rejeitos:

Resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

Rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Propor um modelo de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos exige o conhecimento das distintas formas de tratamento, o qual pode ser definido como um processo de transformação das características físicas, químicas e biológicas dos resíduos. O tratamento nunca constitui um sistema de destinação final completo ou definitivo, pois ao final do processo sempre há um remanescente inaproveitável, isto é, um determinado volume de rejeitos, que deve ser necessariamente disposto em aterro sanitário (SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA, 2013b).

A seguir, é apresentado um fluxograma para que você possa visualizar vias de gerenciamento para os resíduos sólidos e rejeitos de origem domiciliar, baseado nas diretrizes da PNRS (Figura 1).

A Lei 12.305/10 ainda define que os fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos possuem responsabilidade compartilhada quanto ao ciclo de vida dos produtos, ou seja, cada um tem sua atribuição individualizada para que o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados seja minimizado e, consequentemente, sejam reduzidos os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental.

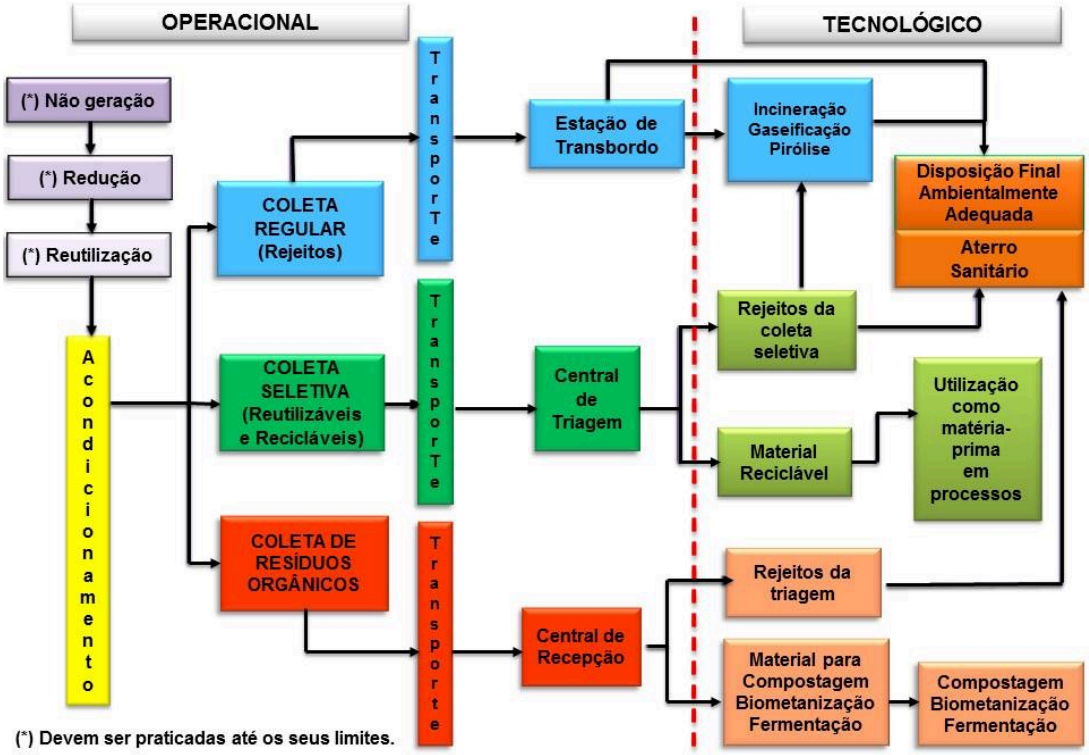


Figura 1. Fluxos para o gerenciamento dos Resíduos Domiciliares.

FONTE: Schalch (2014)

Finalmente, antes de iniciarmos sobre o processo de compostagem, destaca-se que o Brasil caminha para uma nova realidade na destinação dos seus resíduos sólidos orgânicos, pois a Lei 12.305/10 traz no capítulo III (Das responsabilidades dos geradores e do poder público), seção II, artigo 36, item V, a seguinte disposição:

> Implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido (BRASIL, 2010).

3. ESCOLHA DOS RESÍDUOS FRESCOS

Os resíduos passíveis de serem compostados são basicamente os resíduos biodegradáveis, os quais normalmente são de origem agropecuária, agroindustrial e urbana. Estes resíduos, por apresentarem variabilidade de quantidade, qualidade, diversidade e complexidade, podem ser agrupados de forma sintética em duas classes: resíduos ricos em carbono e resíduos ricos em nitrogênio (CUNHA QUEDA, 1999; OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

Entre os materiais ricos em carbono estão os resíduos lenhosos como casca e galhos de árvores, aparas de madeira, podas de jardins, folhas secas, palhas, fenos e papel; entre os materiais nitrogenados incluem-se as folhas verdes, restos de vegetais hortícolas, restos de preparo de alimentos da cozinha, estrume animal, urina, lodo de estação de tratamento de esgoto, entre outros (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

De forma genérica, os materiais vegetais frescos e verdes tendem a ser mais ricos em nitrogênio do que os materiais secos e acastanhados, pois o verde resulta da clorofila, a qual apresenta nitrogênio, enquanto que o castanho resulta da ausência de clorofila (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

Em relação aos materiais que não podem ser compostados, estão aqueles não putrescíveis ou de difícil decomposição e aqueles que podem conter patogênicos ou substâncias poluentes (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO PARANÁ). A seguir são apresentados alguns exemplos:

- Vidros, plásticos, pedras e metais;
- Couro, borracha e tecidos;
- Verniz, restos de tinta, óleos, qualquer tipo de produto químico e restos de produtos de limpeza;
- Excesso de gorduras (estas podem liberar ácidos graxos de cadeia curta como o acético, o propiônico e o butírico, que retardam a compostagem e prejudicam o composto);
- Ossos inteiros (quando moídos, podem ser utilizados);
- Carne, peixe e queijo (podem atrair roedores);

- Plantas doentes e ervas daninhas;

- Cinzas de cigarros, de madeira e de carvão, inclusive churrasco, saco e conteúdo de aspirador de pó (possuem valores elevados de metais e poluentes orgânicos);

- Fezes de animais domésticos, papel higiênico e fraldas (possivelmente podem conter micro-organismos patogênicos);

- Papel encerado (difícil decomposição) e papel de cor (possui metais pesados).

4. PROCESSOS E FENÔMENOS ENVOLVIDOS

A compostagem, por ser um processo biológico, é influenciada por qualquer fator que afete a atividade microbiológica do sistema, principalmente fatores de ordem nutricional e ambiental, os quais estão relacionados ao controle do processo pelo homem e ao tipo de tecnologia utilizada no processamento do composto (GALVÃO JÚNIOR, 1994). Nesta seção, você terá uma noção geral sobre as fases da compostagem, os micro-organismos atuantes, os fatores que devem ser controlados e os métodos que podem ser praticados.

4.1. Fases da compostagem

A degradação biológica que ocorre no processo de compostagem pode ser descrita segundo um paralelo feito entre a atividade microbiológica e a temperatura (PEREIRA NETO, 1989).

A partir desta relação, três fases podem ser detectadas durante o processo (Figura 2):

(1) 1ª Fase - Mesofílica / 20 a 45ºC: A matéria orgânica passa pela fase latente, que corresponde ao tempo necessário de aclimatação dos micro-organismos ao ambiente em que estão inseridos;

(2) 2ª Fase - Termofílica / 45 a 65ºC: Há intensa atividade microbiológica, elevado consumo de oxigênio e produção de vários ácidos minerais e orgânicos que tornam o composto ainda fitotóxico; a manutenção da

temperatura ideal e o tempo de exposição a essa temperatura garante quase total erradicação de plantas daninhas e patógenos (temperaturas abaixo da ideal não eliminam patógenos e acima dela retardam ou encerram o processo)

(3) 3ª Fase - Maturação: A temperatura baixa quase à ambiente, a quantidade de oxigênio requerida é menor, o processo torna-se mais lento e ocorre a mineralização da matéria orgânica (BIDONE; POVINELLI, 1999; MODESTO FILHO, 1999; MASSUKADO, 2008).

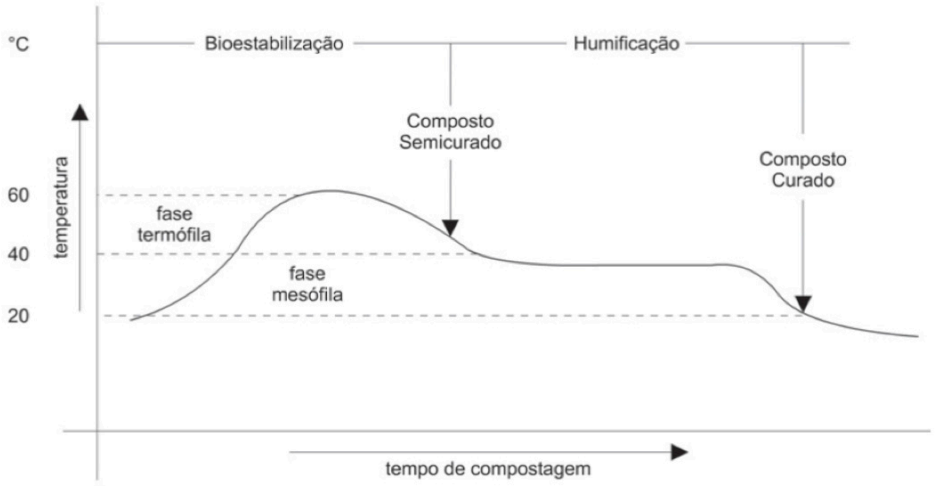


Figura 2. Fases do processo de compostagem.

FONTE: D'Almeida e Vilhena (2000)

4.1. Micro-organismos

Os principais micro-organismos responsáveis pela transformação da matéria orgânica em húmus são bactérias, actinomicetos e fungos. Há também a participação de outros organismos, como algas, protozoários, vermes, insetos e suas larvas, além de agentes bioquímicos como enzimas, hormônios e vírus (KIEHL, 2004).

Logo que a pilha de compostagem é estabelecida (1ª fase), inicia-se a degradação da matéria orgânica mais simples por bactérias e fungos mesofílicos, ocorrendo a liberação de calor (AZEVEDO, 1997).

Devido à elevação da temperatura (2ª fase), são reduzidas as populações de micro-organismos mesofílicos e, concomitantemente, há o desenvolvimento de bactérias e fungos termofílicos, os quais são responsáveis pela decomposição de celulose e lignina (HERBETS et al., 2005).

Após um primeiro ciclo de metabolização da matéria orgânica, ocorre um decréscimo de temperatura (3ª fase), provocando uma recolonização do material em compostagem. Nesta fase, a diversidade de bactérias é baixa, sendo que os micro-organismos encontrados em maiores populações são os actinomicetos mesofílicos e os fungos, grupos que conferem odor aromático ao composto maturado.

5. PARÂMETROS DE CONTROLE DO PROCESSO

5.1. Temperatura

Os micro-organismos, por possuírem metabolismo exotérmico, decompõe a matéria orgânica e geram calor, elevando a temperatura da massa de compostagem, a qual possui propriedades isolantes (KIEHL, 2004). As variações naturais na temperatura de um processo bem conduzido indicam a alteração entre as fases da compostagem; assim, o controle do processo é necessário para atingir e manter as temperaturas adequadas pelos intervalos de tempo necessários (SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA, 2013b).

Considera-se que a faixa ótima de temperatura para a compostagem seja de 45 a 65ºC; temperaturas acima de 65ºC tornam o processo menos eficiente e acima de 70ºC, por longo período, são desaconselháveis por restringirem a ação dos organismos mais sensíveis, por insolubilizar proteínas hidrosolúveis, provocar alterações químicas indesejáveis e desprendimento de amônia se o material possuir baixa relação C:N (KIEHL, 2004).

5.2. Aeração

A compostagem, por ser um processo aeróbio, requer oxigênio para a oxidação biológica do carbono presente nos resíduos orgânicos e para a produção de energia necessária aos micro-organismos que realizam a decomposição. Parte dessa energia é utilizada no metabolismo dos próprios micro-organismos e o restante é liberado na forma de calor (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

A aeração, que pode ser realizada por insuflação de ar ou por revolvimento manual ou mecânico, é o principal mecanismo capaz de aumentar a velocidade de oxidação do material orgânico, evitar os altos valores de temperatura durante o processo e diminuir a emanação de odores (PEREIRA NETO, 1989).

Seja qual for a tecnologia utilizada, a aeração da mistura é fundamental no período inicial da compostagem (fase de degradação rápida), na qual a atividade microbiana é intensa. Na fase seguinte (maturação), a atividade microbiana é pouco intensa, logo a necessidade de aeração é bem menor (FERNANDES; SILVA, 1999).

5.3. Umidade

A decomposição da matéria orgânica depende, sobretudo, da umidade, a qual garante a atividade microbiológica, pois:

- A própria estrutura dos micro-organismos consiste de aproximadamente 90% de água;
- Para a produção de novas células a água precisa ser obtida do meio, no caso, da massa de compostagem;
- Todo o nutriente necessário ao metabolismo celular necessita ser dissolvido em água antes de sua assimilação (PEREIRA NETO, 1989).

Altos teores de umidade (> 65%) fazem com que a água ocupe os espaços vazios da massa, impedindo a livre passagem de oxigênio, o que poderá causar anaerobiose no meio. Já baixos teores de umidade (< 40%) inibem a atividade microbiológica, diminuindo a taxa de estabilização (PEREIRA NETO, 1989). Para a matéria-prima com excesso de umidade sugere-se adicionar material que o absorva, como vegetais secos (folhas, capins e gramas). No

caso de baixo teor de umidade basta adicionar água ou outro resíduo com elevado teor de umidade (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO PARANÁ).

Operacionalmente o controle deste parâmetro é simples e deve ser mensurado semanalmente. Segundo a FUNASA (2009), para verificar o teor de umidade do material em compostagem de forma simples e artesanal basta apertá-lo com a mão: caso escoe algumas gotas de água, a umidade está adequada; se a água escoar em fio, há umidade excessiva.

Cabe comentar que o calor resultante da degradação biológica da matéria-orgânica é retido nas leiras e durante o reviramento é liberado na forma de vapor de água. Por isso, neste momento faz-se a correção da umidade para repor apenas a perda de água do sistema (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO PARANÁ).

5.4. Tamanho das partículas

O processo de decomposição inicia-se junto à superfície das partículas, onde exista oxigênio difundido na película de água que as cobre e onde o substrato seja acessível aos micro-organismos e as suas enzimas extracelulares (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

Como as partículas pequenas têm uma superfície específica maior, estas serão decompostas mais rapidamente desde que exista arejamento adequado. As partículas devem ter entre 1,3 cm e 7,6 cm. Abaixo deste tamanho seria necessário utilizar sistemas de ar forçado enquanto que os valores superiores podem ser bons para pilhas mais estáticas e sem arejamento forçado (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

O ideal é que os materiais utilizados na compostagem não tenham dimensões superiores a 3 cm de diâmetro. Quanto menor for o tamanho das partículas, maior é a sua superfície específica, e, portanto, mais fácil é o ataque microbiano ou a disponibilidade biológica das partículas, mas, em contrapartida, aumentam os riscos de compactação e de falta de oxigênio (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

5.5. Concentração de nutrientes (Relação C:N)

O crescimento e a diversidade dos micro-organismos na massa de compostagem relacionam-se diretamente com a concentração de nutrientes, os quais fornecem material para a síntese protoplasmática e suprem a energia necessária para o crescimento celular, além de outras funções (PEREIRA NETO, 1989).

Quanto mais diversificado forem os resíduos crus a serem compostados, mais variados serão os nutrientes disponíveis para a população microbiana e, consequentemente, mais eficiente será o processo. Em termos práticos, quanto à concentração de nutrientes, a atenção é centralizada nos importantes macronutrientes carbono e nitrogênio, cuja concentração torna-se fator crítico na compostagem (relação C:N) (PEREIRA NETO, 1989).

A demanda biológica de carbono é maior que a de nitrogênio; contudo, há um limite para o excesso de carbono sobre o nitrogênio. Na compostagem de materiais celulolíticos, ricos em carbono, a atividade biológica diminui sensivelmente por causa da deficiência de nitrogênio, o qual é reciclado das células dos micro-organismos mortos. Excesso de carbono pode também propiciar condições ácidas na massa de compostagem, visto que o CO_2 liberado é altamente solúvel (PEREIRA NETO, 1989).

Por outro lado, a compostagem de resíduos com baixo teor de carbono, ou seja, ricos em nitrogênio, elimina o excesso de nitrogênio pela volatilização da amônia, como uma tendência natural de restabelecer o balanço entre os dois elementos (PEREIRA NETO, 1989).

O equilíbrio da relação C:N é um fator de fundamental importância na compostagem, cujo principal objetivo é criar condições para fixar os nutrientes de forma que possam ser posteriormente liberados por meio do composto. De forma geral, há um consenso de que a taxa ótima para a relação C:N é de 30 a 40:1, o que influenciará na boa atividade biológica, diminuindo o período de compostagem (PEREIRA NETO, 1989).

5.6. pH

O pH dos resíduos varia bastante durante o processo de compostagem: tem uma queda no início, quando são produzidos CO_2 e ácidos orgânicos, e posteriormente, com a produção de amônia, há elevação do pH, sendo que na fase de maturação estabiliza próximo a 7 (MODESTO FILHO, 1999).

Valores muito baixos ou muito elevados do pH podem prejudicar o processo. Se o pH estiver abaixo de 5, há uma diminuição da atividade microbiológica e a fase termofílica (quando são eleiminados os patógenos), pode não ser atingida (ANDREOLI et al., 2001); Valores altos de pH provicam deficiência de fósforo e de micronutrientes, além da perda de nitrogênio por volatilização (NH_4^+ é convertido em NH_3) (REZENDE, 2005).

6. MÉTODOS DE COMPOSTAGEM

O tratamento biológico de resíduos através da compostagem pode ser implantado sob alternativas que podem variar de sistemas simples e manuais até sistemas complexos, altamente tecnificados, nos quais todos os parâmetros do processo são monitorados e controlados com precisão. Assim, deve-se optar pela alternativa adequada à situação, tanto do ponto de vista técnico quanto sócio-econômico (FERNANDES; SILVA, 1999).

A seguir, são apresentados os três grandes grupos nos quais são divididos os métodos de compostagem (Figura 3):

- Sistema de leiras revolvidas (windrow) - a mistura de resíduos é disposta em leiras, sendo que a aeração é fornecida pelo revolvimento dos resíduos e pela convecção e difusão do ar na massa do composto. Uma variante deste sistema, além do revolvimento, utiliza a insuflação de ar sob pressão nas leiras;

- Sistema de leiras estáticas aeradas (static pile) - a mistura a ser compostada é colocada sobre uma tubulação perfurada que injeta ou aspira o ar na massa do composto, não havendo revolvimento mecânico das leiras;

- Sistemas fechados ou reatores biológicos (In-vessel) - os resíduos são colocados dentro de sistemas fechados, que permitem o controle de todos os parâmetros do processo de compostagem (FERNANDES; SILVA, 1999).

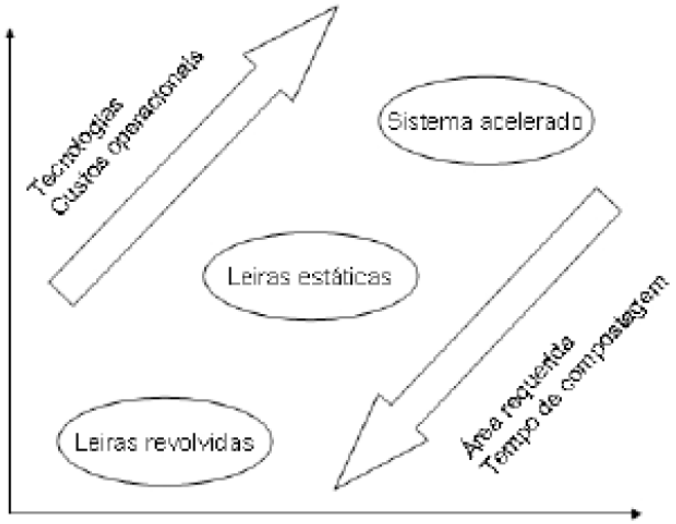


Figura 3. Comparação entre os três métodos de compostagem quanto ao uso da tecnologia, custos operacionais, área requerida e tempo de compostagem.

FONTE: Oliveira (2013)

7. CARACTERÍSTICAS DO COMPOSTO PRODUZIDO

O produto gerado a partir do processo de compostagem é denominado de composto maturado, no qual a fração orgânica encontra-se higienizada e em adiantada fase de humificação ou de estabilização, além de apresentar reduzido potencial de decomposição.

É importante salientar que os termos "estabilidade" e "maturação" não são sinônimos, apesar de muitas vezes estarem presentes na literatura indiferenciadamente. A estabilidade é uma etapa da decomposição da matéria orgânica e função da atividade biológica, referindo-se a um número de processos que reduz o nível de patógenos, o odor e o conteúdo de sólidos voláteis. Já a maturação é uma condição química e orgânica do composto que indica a presença ou a ausência de ácidos orgânicos que podem se tornar tóxicos para as plantas.

O composto estará curado, ou seja, pronto para o uso, cerca de 120 a 150 dias após o início das operações. As principais características que definem um composto maturado são as seguintes: coloração escura, cheiro de bolor ou de terra molhada, consistência amanteigada (quando molhado e esfregado nas mãos), umidade máxima de 25%, pH superior a 6,0 e relação C:N na faixa de 10/1 a 15/1 (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008). Quanto mais

baixa for a relação C:N, melhor a qualidade do composto, pois o nitrogênio estará mais disponível para a planta na fase inicial logo após a aplicação (OLIVEIRA, 2007).

O composto orgânico produzido através de resíduos orgânicos domiciliares é enquadrado na legislação brasileira como fertilizante orgânico.

A Figura 4 apresenta um fluxograma das legislações e instruções normativas no âmbito federal referentes ao assunto.

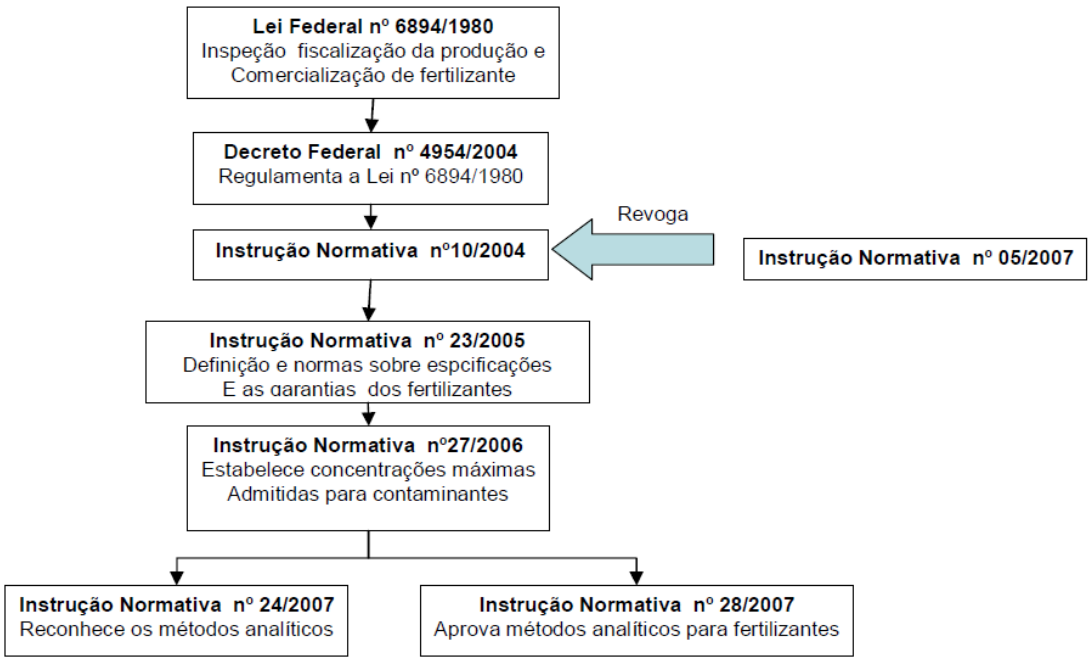


Figura 4. Esquematização da legislação brasileira sobre fertilizante orgânico.

FONTE: Massukado (2008)

A maior eficiência do composto orgânico é obtida quando ele é utilizado imediatamente após o término do processo de compostagem. Entretanto, se isso não for possível, o composto deve ser armazenado em local protegido do sol e da chuva, de preferência mantendo-o coberto (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

O composto deve ser incorporado ao solo trinta dias antes da instalação da cultura, tanto em culturas anuais, como perenes. No caso de culturas perenes instaladas (como a do café e das frutíferas), este adubo orgânico deverá ser enterrado formando uma coroa ao redor das plantas. As recomendações de quantidades variam com o tipo de composto orgânico aplicado, com o solo, a cultura e as condições ambientais. Em geral, as taxas de aplicação estão entre 10 a 100 t ha^{-1}, porém níveis mais elevados não são incomuns (OLIVEIRA; SARTORI; GARCEZ, 2008).

De acordo com Nascimento et al. (2005), algumas vantagens da aplicação de um composto maturado oriundo de um processo de compostagem bem sucedido são:

- Melhora da qualidade do solo (a matéria orgânica composta liga-se às partículas de areia, silte e argila favorecendo a retenção de água e a drenagem do solo, além de melhorar sua aeração);

- Aumenta a capacidade de infiltração de água, reduzindo a erosão;

- Mantém a temperatura e os níveis de acidez do solo;

- Favorece a vida de minhocas, insetos e micro-organismos desejáveis, devido a presença da matéria orgânica, reduzindo a incidência de doenças de plantas.

Além da aplicação do composto suprir a crescente carência de matéria orgânica dos solos, ainda contém nutrientes e oligoelementos que são liberados a um ritmo compatível com as necessidades das plantas, ao contrário dos fertilizantes químicos que disponibilizam os nutrientes de uma forma quase instantânea e não adaptada às necessidades nutricionais das plantas. (ENERGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NA REGIÃO NORTE).

MASSUKADO (2008) desenvolveu a compostagem com resíduos sólidos orgânicos separados na origem, provenientes de sessenta domicílios e de uma escola localizados no município de São Carlos, Estado de São Paulo.

O processo de compostagem foi desenvolvido na mesma cidade, em uma unidade descentralizada experimental, denominada “Pátio de Compostagem”. Durante o período da pesquisa, 29 toneladas de resíduos orgânicos foram coletadas, 56 leiras foram montadas e 5 toneladas de composto foram produzidos. Este composto final foi aplicado na horta experimental da escola participante, visando comparar visualmente se haveria favorecimento na produção e no crescimento de cenoura e beterraba. A Figura 5 apresenta o resultado obtido: uma melhora substancial no desenvolvimento das folhagens das raízes tuberosas.



Figura 5. Teste visual para avaliação do desempenho do crescimento de cenoura e beterraba. a) Área sem aplicação de composto. b) Área com adição de composto.

FONTE: Massukado (2008)

A compostagem, dependendo do seu contexto, dimensão e objetivos, pode ser efetuada de duas formas distintas:

(1) Em instalações centralizadas: tratam-se de centrais de compostagem de média ou grande dimensão, que servem um grande número de produtores, geralmente dispersos geograficamente. Este tipo de sistema tem como vantagens a possibilidade de misturar vários tipos de resíduos orgânicos, provenientes de várias fontes. No entanto, exige um esforço adicional e um cuidado acrescido com a coleta seletiva de forma a viabilizar o funcionamento do sistema e evitar contaminantes que comprometam a qualidade final do composto;

(2) Em pequenas unidades: este tipo de compostagem consiste no uso de pequenos compostores ou pilhas de resíduos, localizados nas imediações do local de produção. Este método tem a grande vantagem de diminuir os custos associados à coleta de resíduos e permite a produção de um composto de elevada qualidade, uma vez que a probabilidade de existir contaminantes é menor. A compostagem em pequena

escala apresenta ainda a vantagem de promover o envolvimento da população na questão do tratamento de resíduos que, articulado com as adequadas iniciativas de motivação e formação, representa um fator de mais valia desta solução.

Na Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, um grupo de estudantes planejou e iniciou um projeto de compostagem descentralizada para o tratamento dos resíduos sólidos gerados nos restaurantes universitários dos campus I e II localizados no município de São Carlos/SP, os quais juntos servem até 5.500 refeições por dia, o que resulta na geração diária de 265 kg de resíduos orgânicos de pré-preparo e 220 kg de resíduos orgânicos de resto-ingesta (OLIVEIRA, 2013).

Foi construído um barracão de madeira para armazenar materiais e equipamentos, servir como espaço de exposição do projeto e realizar oficinas de educação ambiental (Figura 6). As técnicas de compostagem executadas foram: composteira de barril rotativo e composteira de alambrado (Figura 7).



Figura 6. Pátio de compostagem do campus II da USP São Carlos. a) Construção do barracão de madeira. b) Barracão concluído e composteira de alambrado em operação.

FOTO: Renato Arruda Vaz de Oliveira (2013)



Figura 7. Modelos de composteiras instalados no campus II da USP São Carlos. a) Barril rotativo. b) Composteira de alambrado.

FOTO: Renato Arruda Vaz de Oliveira (2013)

Os estudantes, auxiliados pelo GEISA (Grupo de Estudos e Intervenções Socioambientais da USP São Carlos), elaborarm uma cartilha educativa e promoveram uma oficina de compostagem na Escola Estadual Bento da Silva César, localizada próximo ao campus II da USP. Com isso, buscou-se, no âmbito da extensão universitária, trabalhar a educação ambiental, pois a questão dos resíduos sólidos necessita de abordagens técnicas, econômicas, políticas e principalmente de uma abordagem social de mudança de hábitos e paradigmas (OLIVEIRA, 2013).

LITERATURA RECOMENDADA

ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.; CHERUBINI, C.; TELES, C.R.; CARNEIRO, C.; FERNANDES, F. Higienização do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V. Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: ABES. 257 p. 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13591: Informação e documentação – Compostagem. Rio de Janeiro, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AZEVEDO, M. A. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos – Aspectos teóricos e operacionais. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997. 44p.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. Conceitos básicos de resíduos sólidos. 1ª Edição. São Carlos: RiMa Artes e Textos, 1999. 120p. Projeto REENGE.

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 de agosto de 2010.

CUNHA QUEDA, A.C.F. Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. 1999. 257f. Tese (Doutorado em Engenharia Agro-Industrial) - Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 1999.

D'ALMEIDA, M.L.O., VILHENA, A. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. São Paulo, IPT: CEMPRE, 2000.

ENERGIA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NA REGIÃO NORTE. Valorização de resíduos orgânicos. Disponível em:< http://www.gaiaglobal.pt/gaia/attachs.pdf?

CONTENTITEMOID=17848080808280GC&CLASSTOKEN=eds_download&ATTRIBUTEID=download>. Acesso em: 10 de março de 2014.

FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C.P. Manual prático para a compostagem de biossólidos. PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 1999. 91p.

FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Compostagem familiar: conceitos básicos a respeito da compostagem natural com o objetivo de incentivar o aproveitamento de parte significativa de resíduos sólidos. Brasília: Funasa, 2009, 16 p.

GALVÃO JÚNIOR, A.C. Aspectos operacionais relacionados com usinas de reciclagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares no Brasil. 1994. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 1994.

HERBETS, R. A.; COELHO, C. R. de A.; MILETTI, L. C.; MENDONÇA, M. M. de. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. Revista Saúde e Ambiente, v.6, n.1, 2005.

KIEHL, E. J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba, São Paulo: 2002. 171p.KIEHL, E. J. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba, São Paulo: 2004. 173p.

MASSUKADO, L.M. Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares. 2008. 182f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2008.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO PARANÁ. Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos. Disponível em:< http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%C3%9ADO%20DIGITAL/COMPOSTAGEM/NOTA%20T%C3%89CNICA%20COMPOSTAGEM%20MPPR.pdf>. Acesso em: 30 de setembro de 2014. (Nota técnica).

MODESTO FILHO, P. Reciclagem da matéria orgânica através da vermicompostagem. In: BIDONE, F.R.A. (org.). Metodologias e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 65p. 1999.

NASCIMENTO, A.M do.; SILVEIRA, A.P. de C.; COSTA, K. da; RIEHL, A.S.R.; SANTOS, Z.A.M. Química e Meio Ambiente - Reciclagem de lixo e química verde: papel, vidro, pet, metal, orgânico. Secretaria de Educação: Curso Formação Continuada. 2005.

Ciências Da Natureza, Matemática E Suas Tecnologias, 2005.

OLIVEIRA, J. Avaliação da matéria orgânica comercializada. Disponível em:< http://www.agroportal.pt/a/2007/joliveira.htm>. Acesso em: 02 de outubro de 2014.

OLIVEIRA, E.C.A. de; SARTORI, R.H.; GARCEZ, T.B. Compostagem. Piracicaba, 2008. 19p. Disciplina: Matéria Orgânica do Solo (LSO-897). Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, R.A.V de. Análise do processo de implantação de uma Unidade Descentralizada de Compostagem no campus II da USP São Carlos. 2013. 91f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2013.

ORRICO JÚNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A.; LUCAS JÚNIOR, J. Compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura. Engenharia Agrícola, Jaboticabal,v.29, n.3, p.483-491, 2009.

PEREIRA NETO, J.T. Conceitos modernos de compostagem. Engenharia Sanitária, v.28, n.3, p.104-09, 1989.

REZENDE, F.A. Aceleração do processo de compostagem de resíduos sólidos: avaliação de fertilizante obtido em uma usina de compostagem no litoral norte da Bahia. 2005. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2005.

SCHALCH, V. A hierarquia dos resíduos sólidos e usos de tecnologias. Brasília, 2014. (Slides apresentados em audiência pública no Senado).

SCHALCH, V.; CASTRO, M. A. S. de; CÓRDOBA, R. E. Diagnóstico da geração, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos no campus de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos: Edição do autor, 2013a. (Apostila).

SCHALCH, V.; CASTRO, M.A.S. de; CÓRDOBA, R.E. Tratamento e disposição final ambientalmente adequada de resíduos sólidos urbanos. São Carlos: Edição do autor, 2013b. (Material didático da disciplina optativa Tratamento de Resíduos Sólidos. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo).

Boxe Temático

Composteiras Domésticas

Valdir Schalch
Luciana Miyoko Massukado
Carolina Ibelli Bianco

Agora que você já conhece um pouco mais sobre o processo de compostagem, que tal colocar em prática seus conhecimentos e fazer a sua própria composteira? Você pode instalá-la em um pequeno espaço e abastecê-la diariamente com os resíduos orgânicos gerados na sua casa.

Inicie esta prática de responsabilidade pelos resíduos que você gera e cultive este hábito saudável ao nosso ambiente. Ao término de cada ciclo de compostagem, terá de brinde um composto final ótimo para deixar sua horta e seu jardim ainda mais bonitos.

Neste boxe deixaremos algumas dicas que lhe ajudarão a iniciar sua composteira doméstica:

1º PASSO

Local de instalação da composteira: escolha um local arejado, sombreado e protegido da chuva;

2º PASSO

Escolha da composteira: você pode compostar seus resíduos em qualquer recipiente que estiver ao seu alcance, seja criativo: reutilize potes de sorvete, garrafões de água mineral vencidos, baldes, caixas plásticas de feira (como normalmente estas caixas são vazadas, é importante forrá-las com uma tela de trama bem fechada), etc. Ao adaptar seu recipiente, atente-se para dois itens:

- Você precisará de uma tampa que fique justa ao recipiente, visando evitar a atração de insetos; faça furinhos bem pequenos na tampa, suficientes para a entrada de oxigênio (a composteira não pode ficar fechada totalmente, pois o processo é aeróbio);

- O recipiente deve ter uma saída inferior para a drenagem do chorume que será gerado: pode ser um recipiente à parte com torneira, encaixado abaixo do recipiente onde ocorrerá a compostagem ou podem ser feitos furos, de vários tamanhos, no fundo do recipiente, colocando-o dentro de outro recipiente mais raso que armazenará o chorume (coloque um calço entre um recipiente e outro para que o líquido seja drenado). Caso prefira, pode ainda adquirir recipientes desenhados especificadamente para a compostagem.

3º PASSO

Separação dos resíduos orgânicos: se você ainda não tem este hábito, é um ótimo momento para começar. Para facilitar, deixe em cima da pia ou próximo dela uma lixeira pequena ou qualquer outro recipiente com tampa. Conforme são gerados os resíduos orgânicos na cozinha, disponha-os nesta lixeira; caso tenha um jardim, guarde folhas, flores e gravetos que não estejam doentes ou infestados por praga.

4º PASSO

Preenchimento da composteira: inicialmente, você deve reduzir o tamanho dos resíduos (tanto dos resíduos úmidos, ricos em nitrogênio, quanto dos resíduos secos, ricos em carbono), cortando-os em pedaços menores, o que acelerará o processo.

Comece o preenchimento da sua composteira depositando no fundo uma camada de resíduos secos, seguida de uma camada de resíduos orgânicos úmidos e por fim, outra camada de resíduos secos, cobrindo totalmente os úmidos (é importante que a última camada, aquela que ficará exposta, seja sempre de resíduos secos, assim serão evitados os maus odores e aproximação de insetos).

Por fim, coloque um pouco de água (de preferência com um regador para a melhor distribuição) por cima das camadas de resíduos, de forma a umidificá-los (e não encharcá-los). Feche sua composteira e espere (mas não descuide).

5º PASSO

Manutenção da composteira: como já vimos neste capítulo, a atividade dos micro-organismos depende de condições adequadas de aeração, umidade e temperatura, então:

- Você deve remexer os resíduos da composteira de uma a duas vezes por semana, para permitir a aeração e controlar as altas temperaturas;

- Se os resíduos estiverem secos, adicione água aos poucos para umidificá-los.

6º PASSO

Composto pronto: o tempo para se obter o composto final varia em função da quantidade de resíduos utilizados e pela forma como a compostagem é feita. É possível chegar ao final do processo em dois ou três meses, sendo que você pode verificar sensorialmente este término através de alguns indicativos do composto:

- Apresentará um aspecto que não permite distinguir os tipos de material;

- Terá cor escura, cheiro de terra e quando esfregado nas mãos, elas não ficarão sujas;

- A temperatura do composto deve estar estável com a temperatura ambiente.

Agora é só aproveitar os benefícios da compostagem! E lembre-se, além de ter o composto final como produto, você também pode utilizar o chorume gerado: recolha-o e devolva-o à massa de compostagem ou ainda você pode diluí-lo em água (uma parte de chorume para nove partes de água) e utilizá-lo como fertilizante para regar suas plantas.



Capítulo 20

Vermicompostagem

Lívia Botacini Favoretto Pigatin
Leandro Antunes Mendes
Fernanda Benetti

É uma questão de eficiência ecológica buscar alternativas para a reciclagem de resíduos, visto que é crescente sua produção em todo o mundo, principalmente em países mais desenvolvidos, onde o consumo de insumos é mais elevado. Esses resíduos são diariamente depositados em aterros e lixões ocasionando graves problemas sanitários e ambientais.

A fração orgânica dos resíduos como dejetos de animais na área rural constituem uma fonte de poluição dos recursos hídricos e são um meio de proliferação de insetos. A reciclagem dos resíduos orgânicos gerados pelas atividades urbanas e agroindustriais, para uso na própria agricultura, caracteriza-se como uma forma adequada de reaproveitamento desses resíduos, minimizando os impactos ambientais decorrentes da disposição final inadequada dos mesmos.

Devido ao elevado teor de carbono, hidrogênio e oxigênio que armazenam em suas moléculas, os resíduos orgânicos podem ser utilizados por na fabricação de adubos. O aporte adequado desses materiais orgânicos no solo tem efeito condicionador, melhorando as características químicas (capacidade de troca de cátions, complexação de elementos tóxicos etc.), físicas (estrutura, retenção de água, densidade etc.) e biológicas desse solo (microfauna).

A compostagem e a vermicompostagem são alternativas para o reaproveitamente dos resíduos orgânicos na agricultura, apresentando uma dinâmica ambientalmente correta. A vermicompostagem é um processo resultante da ação das minhocas e da microflora que vive em seu trato digestório e dos microrganismos do próprio meio, em ambiente úmido propício.

1. CIÊNCIA DAS MINHOCAS

As minhocas são importantes organismos do solo, que pertencem ao Domínio Eurakya, Reino Animalia, Filo Annelida, Classe Clitellata, Subclasse Oligochaeta. A grande maioria desses organismos habita as camadas superficiais, geralmente em profundidades que variam entre 30 e 50 cm no perfil do solo. São os organismos que mais influenciam o funcionamento do sistema solo (LONGO, 1987; STEFFEN et al., 2013). Há estudos que afirmam que elas tenham aparecido na superfície terrestre há 570 milhões de anos, na Era Paleozóica, entre os primeiros organismos a surgir no planeta. Do oceano, migraram para a crosta terrestre, adaptando-se à vida no solo. Após um período de adaptação, elas migraram para as mais distintas regiões do planeta, sendo encontradas em praticamente todos os habitats, à exceção de solos muito ácidos, salgados, desertos e glaciais (STEFFEN et al., 2013).

De acordo com a atividade e a alimentação, as minhocas são classificadas em diferentes categorias ecológicas. Elas são onívoras e se alimentam de resíduos vegetais em vários graus de decomposição. Também podem ingerir seus excrementos, bem como fezes de outros organismos. Em relação à nutrição, são divididas em dois grandes grupos: detritívoras e geófagas. A primeira é aquela que se alimentam próximo à superfície do solo, ingerindo principalmente serapilheira, raízes de plantas mortas e outros resíduos vegetais. Já a segunda alimenta-se no subsolo, ingerindo restos orgânicos sem estrutura celular, dispersos entre as partículas minerais do solo (STEFFEN et al., 2013).

As minhocas são consideradas uma importante fonte de estudos ecotoxicológicos devido sua habilidade no acúmulo e excreção de metais e compostos orgânicos tóxicos. São utilizadas como bioindicadores de solos contaminados com diversos pesticidas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e elementos tóxicos (CORREIA;

MOREIRA, 2010; DIAO et al., 2011; ELLIS; HODSON; WEGE, 2007; WANG et al., 2012; ZHANG; KENDALL; ANDERSON, 2006). A Eisenia fetida é apontada como a espécie indicadora para testes de toxicidade pela ASTM (ASTM, 2012) e a International Stardandzation of Organization (ISO) possui duas resoluções para a realização de testes toxicológicos em minhocas (INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDZATION, 2012a, 2012b).

1.1. Espécie *Eisenia fetida*

São animais invertebrados hermafroditas (possuem os dois sexos, embora não se auto-fecundem e necessitam de outra minhoca para se reproduzirem) e tem respiração cutânea (LONGO, 1987).

Dentre as mais 3000 espécies conhecidas no mundo todo (SHARMA et al., 2005), a espécie mais usada para a vermicompotagem é a *Eisenia fetida* (Figura 1), por ser muito disseminada e ter uma larga faixa de tolerância à temperatura e poder viver em resíduos orgânicos com diferentes graus de umidade, além de ser bastante resistente ao manuseio (EDWARDS; FLETCHER, 1988), e possui um bom índice zootécnico, boa longevidade, vida ativa entre 8 e 16 anos em média.

O alto índice reprodutivo em condições ideais pode gerar 1500 novas minhocas por ano. São capazes de regenerar a cauda, mas não a cabeça, ou seja, se uma minhoca for dividida, apenas a parte que contém a cabeça regenera uma nova cauda. Diariamente ingerem uma quantia de alimento igual do seu próprio peso (1 grama em média), dejetando, sob forma de húmus 60% do alimento ingerido (AQUINO; NOGUEIRA, 2001). A Figura 2 apresenta o ciclo de reprodução das minhocas *Eisenia fetida*.

Elas são classificadas como oligoquetas terrestres e as que apresentam interesse para a decomposição da matéria orgânica podem ser agrupadas de acordo com sua coloração: vermelha e cinzenta. Do grupo pigmentado de vermelho destaca-se a minhoca vermelha Lumbricus rubellus e do grupo cinzento a minhoca de esterco ou fétida *Eisenia fetida* (LONGO, 1987). Também são saprófitas, isto é, alimentam-se da matéria orgânica morta, especialmente vegetal, que normalmente transportam para dentro das suas galerias. No final do processo digestivo, os restos orgânicos que não foram digeridos e assimilados são expelidos, junto com as partículas de terra, na forma de vermicomposto (EDWARDS, 1995; OLIVEIRA, 2001).



Figura 1. Minhoca da espécie *Eisenia fetida*, vulgarmente conhecida como Californiana.

FONTE: Revista Superinteressante, ed. 241, julho 2007

A espécie *fetida* pertence ao Reino *Animalia*, Filo *Annelida*, Classe *Clitellata*, Ordem *Haplotaxida*, família *Lumbricidae* e ao gênero *Eisenia* e se adapta muito bem às condições ambientais dos climas temperados. Esta espécie apresenta duas sub-espécies: a *Eisenia fetida andrei* ou a minhoca do terriço, de cor vermelha e comprimento no estado adulto entre 50 e 90 mm, e a *Eisenia fetida fetida* ou minhoca zebrada do estrume, de comprimento superior à anterior, caracterizada por apresentar em cada anel uma banda vermelha alternada com uma zona pigmentada e ainda a característica que lhe dá o nome: liberta, quando ameaçada, um líquido de cheiro fétido. A *Eisenia fetida fetida*, conhecida comumente como vermelha-da-califórnia ou minhoca-européia-de-esterco, ou “manure worm, compost worm ou red worms” em inglês, apresenta um corpo cilíndrico medindo de 35 a 130 mm de comprimento e de 3 a 5 mm de diâmetro. Pode apresentar as seguintes colorações: roxo, vermelho, vermelho escuro e marrom-avermelhado. Há indivíduos cujo corpo é de uma única cor, e indivíduos cujas cores são intercaladas entre o marrom-avermelhado na região dorsal e um tom de amarelo nas áreas apigmentadas entre os segmentos. A coloração vermelha é restrita

apenas à região dorsal. Alimenta-se de frutas e vegetais em decomposição, consumindo pouco solo. É principalmente utilizada para compostagem de restos de vegetais e frutas e esterco animal. Vive no máximo de 4 – 5 anos, sendo que normalmente atinge no máximo 2 anos de vida. Quando é ameaçada, a minhoca secreta pelos poros na superfície superior do corpo uma substância fétida amarela que age em defesa do animal, afastando possíveis predadores (AQUINO; NOGUEIRA, 2001; DOMINGUEZ; VELANDO; FERREIRO, 2005).

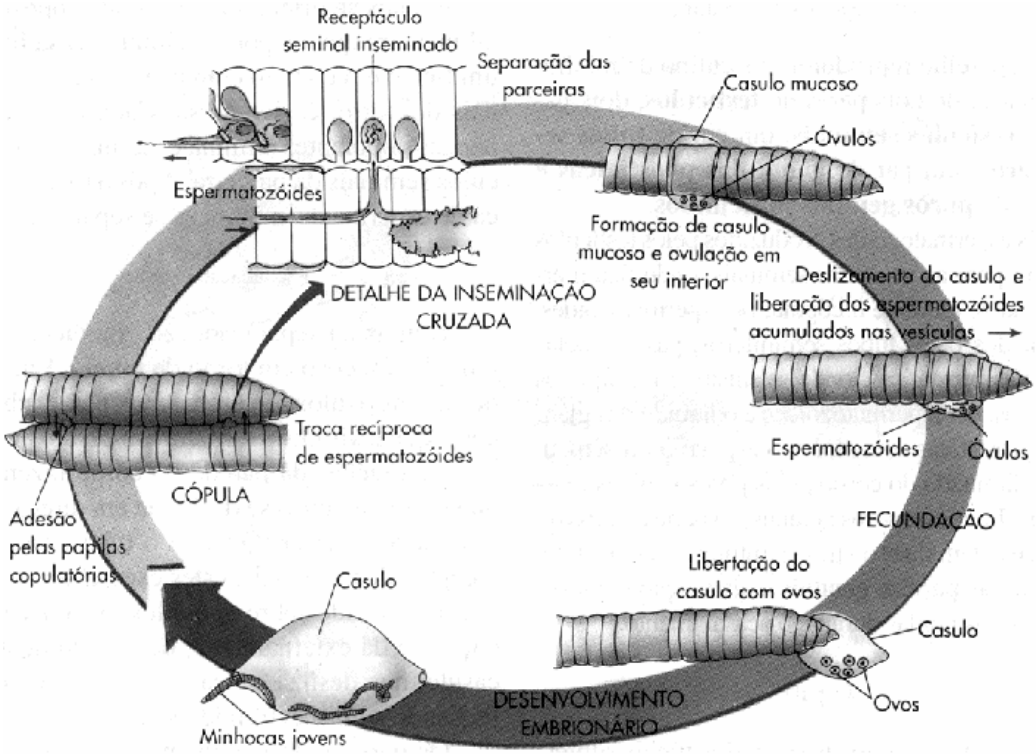


Figura 2. Ciclo de reprodução das minhocas *Eisenia fetida.*

FONTE:: http://dc365.4shared.com/doc/7wzkfuvp/preview.html, acesso em 27/01/14

1.2. Importância das minhocas

O solo tem grande importância nos ciclos biogeoquímicos, pois nele ocorre grande parte das reações químicas que possibilitam a redistribuição de vários elementos químicos e é o principal substrato para a agricultura, atividade base da economia mundial (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005).

As minhocas tem especial contribuição para o bom funcionamento do solo. Elas se alimentam de matéria orgânica, onde o excremento produzido é um material mais humificado, com nutrientes mais disponíveis para o bom desenvolvimento dos cultivos. Também são responsáveis pela melhoria da estrutura do solo, melhorando sua porosidade, aeração, retenção de água e mineralização de nutrientes. Logo, a sua presença no solo é um indicativo de fertilidade (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005; STEFFEN et al., 2013).

Sua atividade no solo forma uma rede de galerias, tanto na direção vertical como na horizontal, que contribui para os processos físicos e para a manutenção da vida no solo. A construção de galerias e a produção de coprólitos, resultado da ingestão de resíduos orgânicos e minerais, estão entre as atividades que causam maiores alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (STEFFEN et al., 2013).

Em agrossistemas sob diferentes usos da terra, elas representam um dos principais grupos de macroinvertebrados edáficos, de 40% a 90% da biomassa de macrofauna na maioria dos ecossistemas tropicais, onde contribuem para a manutenção da fertilidade do solo por meio de três ações principais: (1) constroem e mantêm a estrutura do solo, baseada em macroagregados resistentes; (2) liberam os nutrientes contidos na matéria orgânica do solo; e (3) protegem fisicamente a matéria orgânica no interior de coprólitos compactos (STEFFEN et al., 2013).

Atualmente, a comunidade científica reconhece a importância da matéria orgânica, especialmente do húmus, como fator de controle das propriedades físicas e químicas do solo. Ela é um indicativo da qualidade do solo por ser fonte de nutrientes e por proporcionar condições de mudanças estruturais no solo, além de promover e sustentar a atividade biológica (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005).

A presença de minhocas no ecossistema provoca alterações nas propriedades químicas do solo, tais como valor de pH e disponibilidade de nutrientes como cálcio, magnésio, fósforo, potássio e nitrogênio; segundo Zeola, 2006, os excrementos de minhocas aumentam três a onze vezes o teor de fósforo assimilável, de potássio e magnésio trocáveis no solo, e ainda elevam de cinco a dez vezes o teor de nitratos e em 30% o de cálcio, reduzindo a acidez dos solos Outras propriedades como capacidade tamponante, estabilidade de agregados de partículas do solo, permeabilidade de agua e distribuição granulométrica geralmente é maior em solos com alta quantidade de húmus. (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005; ZEOLA; SOBRINHO; NETO, 2007).

As minhocas também melhoram a capacidade de retenção e infiltração de água, aeração e formação da estrutura do solo e alteram a atividade e população de microrganismos existentes no ambiente, devido à elevada diversidade de microrganismos que habitam seu trato digestivo, onde destacam-se os fixadores de nitrogênio,

produtores de hormônios de crescimento vegetal e solubilizadores de fosfato, os quais estão envolvidos em importantes processos no solo (STEFFEN et al., 2013; ZEOLA; SOBRINHO; NETO, 2007). O processo de compostagem e a ação das minhocas alteram qualitativa e quantitativamente a composição das substâncias húmicas e dos materiais orgânicos. O material humificado apresenta como vantagens maior capacidade de troca de cátions, maior retenção de umidade e mineralização mais lenta (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005).

Além de representarem um meio de incubação de microrganismos benéficos para a sustentabilidade dos ecossistemas, as minhocas atuam na dispersão destes microrganismos através da constante deposição de coprólitos. Seus excrementos frescos apresentam maior concentração e atividade de microrganismos do que o solo circundante onde vivem, o que favorece a biodisponibilização de nutrientes para as plantas devido ao processo de mineralização. Além disso, apresentam elevada disponibilidade de nutrientes, tamponamento da acidez do solo, alta capacidade de troca catiônica e retenção de umidade, sendo capazes de contribuir com o crescimento e desenvolvimento das plantas (STEFFEN et al., 2013).

O aumento da produtividade agrícola provoca um maior uso de fertilizantes minerais e um rápido esgotamento do solo, devido ao acelerado consumo de matéria orgânica, onde sua reposição não é feita na mesma velocidade. É imprescindível readicioná-la ao solo para evitar erosões, lavagem de elementos minerais, lixiviação, compactação, acidificação e desequilíbrio biológico, cujo resultado é a queda de produção (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005).

Uma alternativa que pode ser economicamente viável é a utilização de vermicomposto, produzido pelas minhocas a partir da decomposição da matéria orgânica recente (LANDGRAF; MESSIAS; REZENDE, 2005).

2. VERMICOMPOSTAGEM: DEFINIÇÃO, PROCESSOS E FENÔMENOS ENVOLVIDOS

Uma variante do processo de compostagem é a vermicompostagem, cuja técnica de decomposição consiste na biooxidação e estabilização da matéria orgânica, resultante da ação combinada de minhocas e da microflora que vive em seu trato digestório. É um método relativamente novo comparado a compostagem (SINGH et al., 2011). O nome vermicompostagem, tem origem no termo em inglês vermicomposting, pois a técnica utiliza minhocas (vermes) para digerir matéria orgânica fresca.

Em outras palavras, a vermicompostagem é um tipo de compostagem, em que se utilizam minhocas, as quais exercem função de triturar e digerir a matéria orgânica fresca e naturalmente ocasionam a humificação suplementar do composto orgânico. O vermicomposto ou húmus de minhoca é rico em elementos essenciais para as plantas (nitrogênio, fósforo, magnésio, enxofre e potássio).

Adicionalmente, o corpo de minhoca contém 65% de proteína, 14% de gorduras, 14% de carboidratos e 3% de cinzas sendo que 72% do peso seco de uma minhoca é proteína e cerca de 0,01 g de nitrato é liberado sobre a morte de um minhoca (BIDATTUL SYRIAT et al., 2013). A minhoca mais mais utilizada para fins de vermicompostagem é a *Eisenia fetida* ou *Eisenia Andrei*, devido a facilidade de trabalho e reprodução das mesmas, também conhecidas como Californianas.

A técnica de vermicompostagem é um processo que envolve dois estágios: compostagem até estabilização da temperatura e posterior adição das minhocas. A matéria orgânica é compostada no formato de pilhas ou leiras o que ocasiona a redução de possíveis microrganismos patogênicos presentes em estercos animais ou lodo de esgoto, por exemplo. A eliminação da carga de patógenos ocorre devido as diferentes fases de temperatura atingidas quando o material é mantido com umidade adequada no formato de pilhas ou leiras. A Figura 3 corresponde a curva de temperatura das diferentes fases da compostagem.

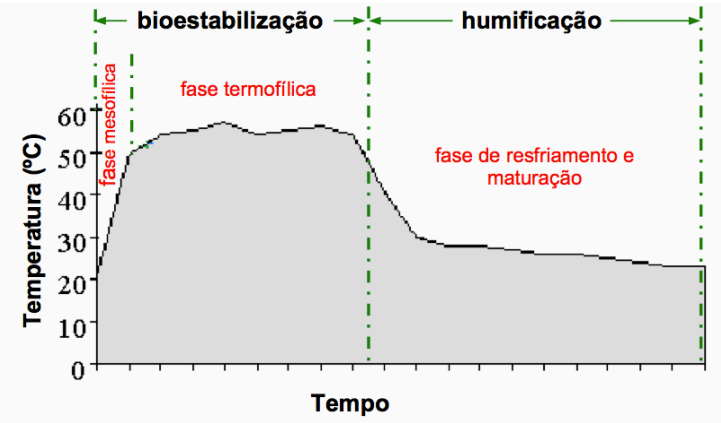


Figura 3. Fases do processo de compostagem.

FONTE: Trautmann e Olynciw (2005)

Após o retorno à condição de temperatura ambiente inicia-se o segundo estágio da vermicompostagem. Após a estabilização da temperatura, o material previamente compostado é transferido para vermicompostores, que são caixas, barris, ou canteiros, relativamente rasos, onde é feita a inoculação das minhocas e, após determinado tempo, obtém-se o vermicomposto pronto, com aumento na disponibilização de macro e micronutrientes e a formação de substâncias húmicas mais estabilizadas (BIDONE, 2001). A Figura 4 apresenta um experimento conduzido na área rural da região de São Carlos (SP), em que foi feita a vermicompostagem de resíduos agroindustriais nos dois estágios.

Segundo Circular Técnica da Embrapa sobre vermicompostagem, em relação à quantidade adequada de minhocas, recomenda-se, para cada m^3 de esterco puro ou misturado ao bagaço de cana-de- açúcar, leguminosa, etc. mil minhocas adultas (EMBRAPA, 2005).

O tempo de obtenção do composto ou vermicomposto varia de acordo com as características do material de partida (resíduo orgânico). Por exemplo, materiais mais fibrosos, com alto teor de lignina, são mais difíceis de serem degradados e por tanto requerem maior tempo de vermicompostagem. Segundo Garg e Yaday, (2011), para atingir a fase húmica num processo apenas de compostagem, a total decomposição da matéria orgânica (fim do ciclo do carbono) passa por um processo lento e delicado que depende de intrínseca combinação de materiais, umidade, temperatura e micro-organismo, podendo levar meses, ou até anos. Dessa forma, com o uso das minhocas no processo de vermicompostagem pode se acelerar o processo de degradação dos compostos. Estes anelídeos apressam e agilizam o ciclo do carbono, reduzindo substancialmente o tempo de percurso entre a fotossíntese e o húmus.

Pode-se observar na Figura 5 a diferença entre um resíduo orgânico fresco e o mesmo após o periodo de vermicompostagem. O material mais humificado é formado de pequenas partículas mais uniformes e sua coloração é marrom escura.

É importante que o local destinado à vermicompostagem seja bem aerado, preferencialmente na sombra e com boa drenagem. A umidade ideal é próxima de 75%, sendo que uma boa forma de avaliar se a umidade é ideal é pegando um pouco do mesmo e apertando na mão; a água não deve escorrer, a mão deve ficar apenas úmida, assim estará no ponto correto.

A prática de vermicompostagem, ou seja, a estabilização da matéria orgânica fresca por meio da ação conjunta das minhocas, pode ser aplicada na reciclagem de resíduos orgânicos urbanos e agroindustriais. Sendo o húmus, resultante do processo, um produto de alta qualidade para ser utilizado como condicionador de solos.



(a)



(b)

Figura 4. Vermicompostagem de resíduos orgânicos agroindustriais: (a) compostagem (primeira fase); e (b) vermicompostagem (segunda fase).

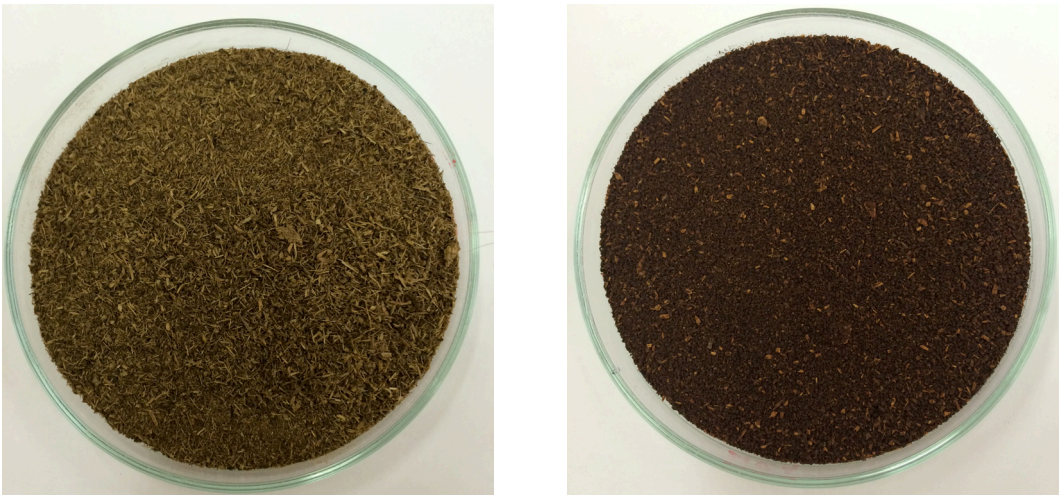
FOTO: L.B.F. Pigatin



(a)



(b)



(c)

Figura 5. Resíduos antes e depois da vermicompostagem: bagaço de laranja (a), torta de filtro (b) e esterco bovino (c).

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados da caracterização preliminar dos resíduos frescos quanto aos teores de nitrogênio (N) e carbono (C) total determinados por análise elementar. Esta caracterização inicial é fundamental pois a partir dos resultados de C e N pode-se estimar as relações C:N apropriadas para o início do processo de vermicompostagem, sendo estas em torno de 20-30.

Tabela 1.
Parâmetros físico-químicos dos resíduos frescos utilizados para vermicompostagem

Parâmetro	Esterco bovino	Bagaço de laranja	Torta de filtro
C_{TOTAL} (% de matéria seca)	32,11 ± 4,32	41,95 ± 5,28	37,97 ± 0,38
N_{TOTAL} (% de matéria seca)	1,73 ± 0,00	1.34 ± 0,00	1,73 ± 0,00
C:N	26,11	36,63	25,66

FONTE: Dados de L.B.F. Pigatin

A diminuição da razão C:N em função do tempo de vermicompostagem indica o aumento da humificação da matéria orgânica, oque está diretamente relacionado à qualidade, à maturidade do vermicomposto. Essa tendência de variação da relação C:N é apresentada na Figura 6 para os mesmos resíduos citados anteriormente.

A relação C:N infere sobre o grau de incorporação do nitrogênio à estrutura húmica. Segundo Landgraf; Messias; Rezende (2005), a incorporação de nitrogênio proporciona o aumento da fertilidade desse material, pois o nitrogênio é liberado para as raízes das plantas sob forma de nitrato por meio de diversos mecanismos de mineralização da matéria orgânica do solo.

Uma relação C:N em torno de 10 é considerada ideal para o vermicomposto final. Tais valores indicam baixa atividade microbiana e possível estabilização do material (BERNAI et al., 1998; CHEFETZ et al., 1996; PROVENZANO, M. R. OLIVEIRA; SILVA; SENESI, 2001).

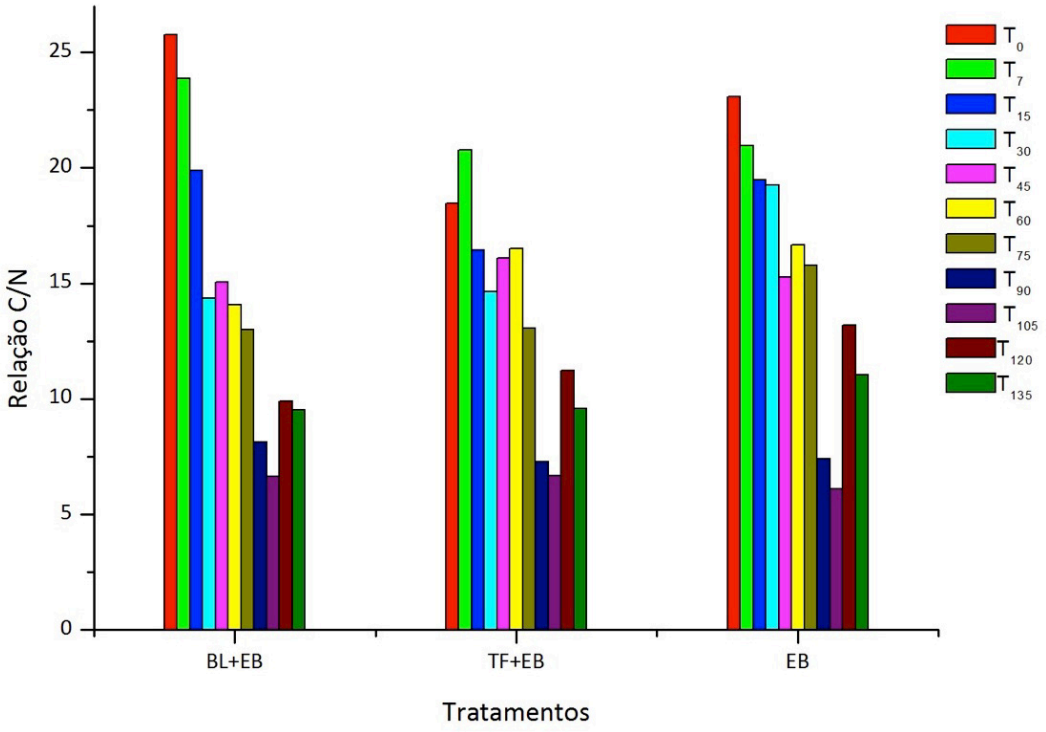


Figura 6. Variação média da relação C:N em função do tempo de vermicompostagem. BL+EB: bagaço de laranja + esterco bovino; TF+EB: torta de filtro + esterco bovino; EB: esterco bovino.

FONTE: Dados de L.B.F. Pigatin

O fracionamento químico da matéria orgânica permite a separação das substâncias húmicas (ácido húmico, ácido fúlvico e humina), por diferença de solubilidade em meio ácido e meio básico. Após purificados os ácidos húmicos podem ser caracterizadas quanto à composição química e identidade molecular. Dessa forma, a avaliação da qualidade dos ácidos húmicos, por exemplo, permite inferir sobre seu grau de estabilidade e maturidade.

O ^{13}C é o núcleo mais utilizado em estudos da matéria orgânica do solo e de resíduos orgânicos em diferentes estágios de decomposição (compostagem e vermicompostagem, por exemplo). Segundo Abreu-Junior et al., (2009) considerando a natureza complexa e heterogênia das substâncias húmicas, o núcleo de ^{13}C pode estar em ampla variedade de ambientes químicos, que são evidenciados nos distintos deslocamentos químicos encontrados nos espectros de ^{13}C RMN. Esse fato permite a avaliação quantitativa relativa dos mesmos mediante a integração das áreas

relativas aos tipos de C em consideração ao espectro total, determinando desse modo, a abundância percentual relativa dos mesmos.

A Figura 7 corresponde aos espectros de RMN de ^{13}C dos ácidos húmicos extraídos de amostras coletadas nos tempos 0, 30, 75 90 e 135 dias de vermicompostagem da mistura de resíduos bagaço de laranja + esterco bovino. Os espectros de RMN de ^{13}C no estado sólido foram obtidos com polarização cruzada e amplitude variável - “Variable Amplitude Cross-Polarization” (VACP) - e rotação segundo o ângulo mágico - “Magic Angle Spinning” (MAS).

Os sinais de C observados são atribuidos aos seguintes grupos (Stevenson, 1994):

- 0-45 ppm – alifáticos não substituídos
- 45-60 ppm – metoxil e N-alifáticos
- 60-110 ppm – O-alifáticos
- 110-140 ppm – aromáticos
- 140-160 ppm – fenólicos
- 160-185 ppm – carboxílicos
- 185-230 ppm – carbonílicos

Como base nos espectros de RMN de 13C pode-se inferir sobre o grau de alifaticidade e aromaticidade do ácido húmico. As expressões (1) e (2) são utilizadas para quantificação do percentual de carbonos aromáticos e alifáticos (STEVENSON, 1994):

AROMATICIDADE (%) = (área 110-160 ppm/ área 0-160 ppm) x 100 (Equação 1)

ALIFATICIDADE (%) = (área 0-110 ppm/ área 0-160) x 100 (Equação 2)

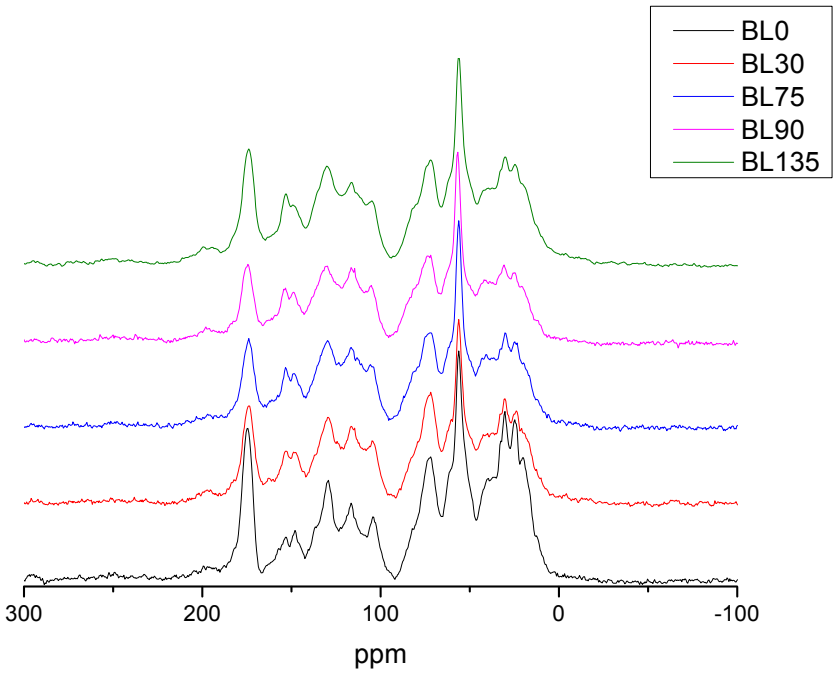


Figura 7. Espectros de RMN de 13C dos ácidos húmicos extraídos das amostras de vermicomposto com bagaço de laranja (BL) coletadas nos tempos 0, 30, 75 90 e 135 dias de vermicompostagem.

FONTE: Dados de L.B.F. Pigatin

Na Tabela 2, estão apresentadas as porcentagens de distribuição de ^{13}C dentro das regiões em ppm indicadas e na Tabela 3 os respectivos graus de aromaticidade e alifaticidade dos ácidos húmicos.

Pode-se observar o aumento da aromaticidade dos ácidos húmicos em função do tempo de vermicompostagem.

Além da Ressonância Magnética Nuclear (RMN), as espectroscopias de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), Ressonância Paramagnética Eletrônica (RPE), Fluorescência e UV-vis, permitem identificar os grupos reacionais e componentes estruturais nas substâncias húmicas, podendo dessa forma inferir sobre o grau de maturação, de estabilidade do material húmico e consequentemente do vermicomposto.

Tabela 2.
Distribuição de 13C nos AH extraídos das amostras dos diferentes tempos de vermicompostagem (BL+EB: bagaço de laranja+esterco bovino; TF+EB: torta de filtro+esterco bovino; EB: esterco bovino)

Vermicomposto	Tempo (dias)	Porcentagem de distribuição de ^{13}C dentro das regiões em ppm indicadas (%)					
		0-45	45-60	60-110	110-140	140-160	160-185
	0	31,0	14,5	22,9	15,3	6,1	11,1
	30	25,3	25,2	18,5	13,4	10,7	8,1
BL+EB	**75**	25,0	23,8	19,7	14,1	10,2	8,5
	90	25,7	22,3	20,0	14,1	10,2	9,0
	135	24,8	23,5	18,9	13,4	11,6	9,0

FONTE: Dados de L.B.F. Pigatin

Tabela 3.
Grau de aromaticidade e alifaticidade dos AH extraídos das amostras dos diferentes tempos de vermicompostagem (BL +EB: bagaço de laranja+esterco bovino; TF+EB: torta de filtro+esterco bovino; EB: esterco bovino)

Vermicomposto	Tempo (dias)	Grau (%)	
		Alifaticidade	Aromaticidade
	0	76	24
	30	71	29
BL+EB	**75**	69	31
	90	68	32
	135	69	31

FONTE: Dados de L.B.F. Pigatin

3. VANTAGENS DA VERMICOMPOSTAGEM FRENTE À COMPOSTAGEM CONVENCIONAL

A vermicompostagem surgiu nas décadas de 40 e 50 a partir de pesquisas realizadas em programas de manejo de minhocas na estação experimental em Rothamstead, Inglaterra. Até então, o processo era feito pela compostagem de resíduos orgânicos sendo esta uma prática bastante antiga. Os estudos sobre o potencial das

minhocas começaram a ganhar força na década de 70, pesquisadores estudaram a conversão de resíduos orgânicos em uma forma mais estabilizada da matéria orgânica natural (AQUINO; ALMEIDA; SILVA, 1992; EDWARDS, 1995).

As vantagens da vermicompostagem frente à compostagem são:

- Diminuição do tempo para a obtenção do húmus;
- Minimização das perdas de nutrientes;
- Material mais rico em carbono e nitrogênio e
- Obtenção de um material mais homogêneo.

É importante ressaltar a necessidade da coleta seletiva dos resíduos orgânicos, oque é determinante para minimizar contaminações com outros materiais que possam influenciar a qualidade e na futura aplicação do composto.

Em suma, o processo de vermicompostagem apresenta uma dinâmica econômica e vantajosa ambientalmente quando se trata de resíduos orgânicos agroindustriais e urbanos. Geralmente esses resíduos seguem para o aterro industrial, apresentando elevados custos à empresa, e oferecendo riscos ambientais, pois além de matéria orgânica, também poder apresentar elementos tóxicos e/ou patógenos que são controladas pelo processo de vermicompostagem.

LITERATURA RECOMENDADA

AQUINO, A. M. .; ALMEIDA, D. L. .; SILVA, V. F. **Comunicado Técnico 8**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa Biológica do Solo, 1992.

AQUINO, M. A.; NOGUEIRA, E. M. **Fatores limitantes da vermicompostagem de esterco suíno e de aves e influência da densidade populacional das minhocas na sua reprodução**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2001. p. 10

ASTM. **Standard Guide for Conducting Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Tests with the Lumbricid Earthworm Eisenia Fetida and the Enchytraeid Potworm Enchytraeus albidus**, 2012.

BERNAI, M. P. et al. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 91–99, 1998.

BIDATTUL SYRIAT, Z. et al. Studies on vermicompost production of palm oil mill effluent sludge using Eudrillus eugeniae. **Online International Interdisciplinary Research Journal**, v. III, n. V, p. 42–50, 2013.

BIDONE, F. R. . **Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. p. 218

CHEFETZ, B. et al. Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, p. 776–785, 1996.

CORREIA, F. V.; MOREIRA, J. C. Effects of glyphosate and 2,4-D on earthworms (Eisenia fetida) in laboratory tests. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 85, n. 3, p. 264–268, set. 2010.

DIAO, J. et al. Enantiomer-specific toxicity and bioaccumulation of alpha-cypermethrin to earthworm Eisenia fetida. **Journal of Hazardous Materials**, v. 192, n. 3, p. 1072–8, 15 set. 2011.

DOMINGUEZ, J.; VELANDO, A.; FERREIRO, A. Are Eisenia fetida (Savigny 1986) and Eisenia andrei (Bouché 1972) (Oligochaeta Lumbridicae) different biological species? **Pedobiologia**, v. 49, p. 81–87, 2005.

EDWARDS, C. A. Historical overview of vermicomposting. **BioCycle**, v. 36, p. 56–58, 1995.

EDWARDS, C. A.; FLETCHER, K. E. Interactions between earthworms and microorganisms in organic matter breakdown. **Agriculture, Ecossystems and Enrivonment**, v. 24, p. 235–240, 1988.

ELLIS, S. R.; HODSON, M. E.; WEGE, P. The influence of different artificial soil types on the acute toxicity of carbendazim to the earthworm Eisenia fetida in laboratory toxicity tests. **European Journal of Soil Biology**, v. 43, p. S239–S245, nov. 2007.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/SOLOS, 2005. p. 212

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDZATION. **ISO 11268-1 - Soil quality - Effects of pollutants on earthworms - Part 1 Determination of acute toxicity to Eisenia fetida Eisenia andrei**GenebraISO, , 1993. Disponível em: <http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=53527>

INTERNATIONAL ORGANIZATION OF STANDARDZATION. **ISO 11268-2 - Soil quality - Effects of pollutants on earthworms - Part 2 Determination of effects on reproduction of Eisenia fetida Eisenia andrei**GenebraISO, , 1998. Disponível em: <http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=53528>

LANDGRAF, M. D.; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A importância ambiental da vermicompostagem: vantagens e aplicações**. São Carlos: Rima, 2005. p. 106

LONGO, A. D. **Minhoca: de fertilizadora do solo à fonte alimentar**. São Paulo: Ícone, 1987. p. 79

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 7–12, 2000.

OLIVEIRA, C. **Compostagem e vermicompostagem: apostila elaborada para o curso de Zootecnia da UNESP/FCA**. Botucatu: UNESP, 2001. p. 9

PROVENZANO, M. R. OLIVEIRA, S. C.; SILVA, M. R. S.; SENESI, N. Assessment of maturity degree of composts from domestic solid wastes by fluorescence and fourier transform infrared spectroscopies. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 49, p. 5874–5879, 2001.

SHARMA, S. et al. Potentiality of earthworms for waste management and in other uses - a review. **The Journal of American Science**, v. 1, p. 4–16, 2005.

SINGH, R. P. . et al. Management of biomass residues generated from palm oil mill: Vermicomposting a sustainable option. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 4, p. 423–434, 2011.

STEFFEN, G. P. K. et al. Importância ecológica e ambiental das minhocas. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 36, n. 2, p. 137–147, 2013.

STEVENSON, J. F. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: John Wiley, 1994. p. 496

WANG, Y. et al. Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm Eisenia fetida. **Chemosphere**, v. 88, n. 4, p. 484–91, jul. 2012.

YADAV, A.; GARG, V. K. Recycling of organic wastes by employing Eisenia fetida. **Bioresource technology**, v. 102, n. 3, p. 2874–80, fev. 2011.

ZEOLA, N. M. B. .; SOBRINHO, A. G. .; NETO, S. . **Compostagem e vermicompostagem na ovinocultura**ASPACO, , 2007.

ZHANG, B.; KENDALL, R. J.; ANDERSON, T. A. Toxicity of the explosive metabolites hexahydro-1,3,5-trinitroso-1,3,5-triazine (TNX) and hexahydro-1-nitroso-3,5-dinitro-1,3,5-triazine (MNX) to the earthworm Eisenia fetida. **Chemosphere**, v. 64, n. 1, p. 86–95, jun. 2006.

Boxe Temático

Testes de Toxicidade com Organismos Terrestres

Mara Mercedes de Andréa

O solo é fonte de água e nutrientes para plantas e outros organismos, é agente tamponador de mudanças de temperatura e do fluxo de água entre a atmosfera e as águas subterrâneas, atua como reservatório de nutrientes e como habitat para a ação de organismos decompositores cuja atuação tem como consequência a ciclagem e a disponibilização de nutrientes no ambiente edáfico. Neste ecossistema, o aporte de xenobióticos ocorre ou por aplicação direta, ou por deposição de folhagem tratada, e também, por deriva ou descarte de materiais decorrentes de atividade agrícola (agrotóxicos) e industrial (metais), que podem ter consequências importantes para todas as formas de vida e na qualidade de alimentos, da água e da atmosfera. Como várias etapas do metabolismo são comuns aos seres vivos, os efeitos negativos de xenobióticos podem afetar várias populações presentes no solo, desorganizando inclusive as relações entre as diferentes comunidades e podendo afetar a biodiversidade do solo. De acordo com Van Gestel (2012) o objetivo da ecotoxicologia terrestre é a compreensão dos efeitos de longo prazo de substâncias químicas sobre os ecossistemas edáficos, com o objetivo de proteger o funcionamento e a estrutura deste ambiente.

No solo, as minhocas além de serem decompositoras de matéria orgânica, representam geralmente, de 40% a 90% da biomassa de macrofauna da maioria dos ecossistemas tropicais (LAVELLE et al., 1999) por exemplo, e ocupam a base de muitas teias alimentares. Pela posição trófica e importante biomassa, as minhocas, principalmente das espécies *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida*, têm sido usadas mundialmente como organismos bioindicadores dos efeitos ecotoxicológicos de substâncias xenobióticas no ambiente edáfico. Os efeitos de xenobióticos presentes no solo em minhocas foram notados desde os anos ’90 (DALBY et al., 1995; VAN GESTEL, 1992; VAN GESTEL et al., 1992, por exemplo), quando já se verificava que as minhocas forneciam respostas comportamentais ou metabólicas claras e mensuráveis, que indicavam e refletiam a mudança no ambiente, e que variavam de acordo com a molécula, sua estabilidade no solo e as características do próprio solo. Desde então as minhocas têm sido usadas como bioindicadores principalmente em estudos de previsão dos possíveis efeitos de poluentes e em testes com condições

totalmente padronizadas e descritas em protocolos internacionais, para registro de moléculas de agrotóxicos com vistas à sua comercialização.

Há países que utilizam apenas solo artificial de composição padronizada para os testes de bioindicação com minhocas, mas na Europa e nos Estados Unidos também se utilizam solos naturais de composição escolhida para os testes. No Brasil, até o momento, o IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Desenvolvimento dos Recursos Naturais Renováveis – solicita apenas o teste de toxicidade aguda (Norma ABNT NBR 15537, 2007), que utiliza inicialmente papel de filtro para se achar a faixa de concentrações tóxicas aos organismos e depois teste em solo artificial, para se determinar a concentração letal que mata 50% dos animais (CL_{50}) após 14 dias de contato, conforme OECD 207 (OECD, 1984). Entretanto, protocolos de testes de rejeição já foram desenvolvidos para minhocas *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei* inclusive no Brasil (ABNT, 2011). Este teste de rejeição é de fácil condução e resposta rápida e sensível, que já geraram uma quantidade considerável de resultados, mas ainda não foram adotados pelo IBAMA. Além disso, já existem protocolos internacionais de testes de efeitos dos agrotóxicos na reprodução de minhocas (ISO 1998; OECD 2004a).

Outros organismos do solo também têm sido utilizados com sucesso em testes padronizados. Por exemplo, teste de sobrevivência e reprodução do colêmbola *Folsomia cândida* (ISO 1999; OECD 2009; ABNT, 2011), e também teste de rejeição no mesmo colêmbola *Folsomia candida* (ISO 2011); de enquitreídeos (AMORIM et al. 2008a,b; NOVAIS et al. 2010); ácaros oribatídeos de solo (OWOJORI et al. 2011), e de isópodes (LOUREIRO et al. 2005; ZIDAR et al. 2005). Assim como, efeitos na reprodução de *Enchytraeus* sp. (ISO 2004; OECD 2004b) e do ácaro predador *Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer* (OECD 2008).

LITERATURA RECOMENDADA

Amorim, M.J.B.; Novais, S.; Römbke, J.; Soares, A.M.V.M. (2008a) Avoidance test with *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): Effects of different exposure time and soil properties. *Environmental Pollution* 155: 112–116.

Amorim, M.J.B.; Novais, S.; Römbke, J.; Soares, A.M.V.M. (2008b) *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): A test organism in a standard avoidance test? Effects of different chemical substances. *Environment International* 34: 363–371.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Norma Brasileira. (2007) Ecotoxicologia terrestre - Ecotoxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas. ABNT NBR 15537: 11 p.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Norma Brasileira. (2011) Qualidade do Solo—Ensaio de Fuga Para Avaliar a Qualidade de Solos e Efeitos de Substâncias Químicas no Comportamento; ABNT NBR ISO-17512-1: 26 p.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. Norma Brasileira. (2011) Qualidade do solo — Inibição da reprodução de Collembola (Folsomia candida) por poluentes do solo; ABNT NBR ISO 11267.

Dalby, P. R.; Baker, G. H.; Smith, S. E. **(**1995) Glyphosate, 2,4-DB and dimethoate: effects on earthworm survival and growth. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1661-1662.

International Organization for Standardization (1998). Soil Quality - Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*). Part 2: *Determination of effects on reproduction*, No. 11268-2. ISO, Genève.

International Organization for Standardization (1999) Soil quality— *Inhibition of reproduction of Collembola* (*Folsomia candida) by soil pollutants*. ISO 11267. Genève.

International Organization for Standardization (2004) Soil quality— Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.)— *Determination of effects on reproduction and survival*. ISO 16387. Genève.

International Organization for Standardization (2011) Soil quality – Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour – Part 2: *Test with collembolans* (*Folsomia candida*). ISO 17512-2. Genève.

Lavelle P, Brussaard L, Hendrix P (1999) Earthworm Management in Tropical Agroecosystems. p.27-55.

Loureiro, S.; Soares, A.M.V.M.; Nogueira, A.J.A. (2005) Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. *Environmental Pollution* 138: 121–131.

Novais, S.C.; Soares, A.; Amorim, M.J.B. (2010) Can avoidance in *Enchytraeus albidus* be used as a screening parameter for pesticides testing? *Chemosphere* 79: 233–237.

OECD Guideline for the Testing of Chemicals N° 207; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 1984; *Earthworm, Acute Toxicity Tests.*

OECD Guideline for the Testing of Chemicals Nº 222; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, 2004a; *Earthworm Reproduction Test.*

OECD Guidelines for the Testing of Chemicals No. 220; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, 2004b; *Enchytraeid Reproduction Test*.

OECD Guidelines for the testing of Chemicals Nº 226; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, 2008; *Predatory mite (*Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer*) reproduction test in soil.*

OECD Guidelines for the testing of Chemicals Nº 232; Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 2009; *Collembolan Reproduction Test in Soil.*

Owojori OJ, Healey J, Princz J, Siciliano SD (2011) Can avoidance behavior of the mite *Oppia nitens* be used as a rapid toxicity test for soils contaminated with metals or organic chemicals? *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 2594–2601.

Van Gestel, C.A.M. (1992) Validation of earthworm toxicity tests by comparison with field studies: a review of benomyl, carbendazim, carbofuran, and carbaryl. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 23: 221-236.

Van Gestel, C.A.M.; Dirven-Van Breemen, E.M.; Baerselman, R. (1992) Influence of environmental conditions on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei* in an artificial soil substrate. *Pedobiologia* 36: 109–120.

Van Gestel, C.A.M. (2012) Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. *ZooKeys* 176: 275-296.

Zidar, P.; Bozic J.; Strus J. (2005) Behavioral response in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* (Crustacea) offered a choice of uncontaminated and cadmium-contaminated food. *Ecotoxicology* 14: 493–502.



Capítulo 21

Uso de Lodo de Esgoto na Agricultura

Wilson Tadeu Lopes da Silva
Cíntia Carla Avalhães

1. PROBLEMÁTICA

A maior parte das cidades brasileiras não apresenta rede coletora de esgotos e/ou Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) e, conforme a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE (2008), apenas 28,5% dos municípios brasileiros tratam o esgoto coletado, o que impacta negativamente na qualidade de nossos recursos hídricos. Mesmo na Região Sudeste, onde 95,1% dos municípios possuem coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) tratam o esgoto. Para as regiões Centro-Oeste, Sul, Nordeste e Norte esses percentuais são menos expressivos, apenas 25, 24, 19 e 5%, respectivamente, tratam o esgoto coletado. O tratamento do esgoto, certamente, gera despoluição dos rios e córregos e, consequentemente, melhoria da saúde pública. Entretanto, as

ETEs enfrentam um problema ambiental: a destinação adequada do produto gerado ao final do processo, o lodo de esgoto. A falta de planejamento na destinação correta desse biossólido pode representar cerca de 50% dos custos do processo de tratamento.

Três, são as alternativas mais comumente usadas para aproveitamento e/ou destinação adequada do lodo: a disposição em aterro sanitário, incineração e uso na agricultura. Dessa forma, destaca-se o uso agrícola e florestal, que, além de suprir a problemática da destinação do lodo, contribui para o aumento da produtividade agrícola, que atua como um excelente biofertilizante e condicionador de solos. Entretanto, a limitação do uso agrícola do lodo de esgoto se dá pela presença de substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, e de microrganismos patogênicos em sua composição. Por isso, muitos projetos de aplicação do lodo de esgoto na agricultura encontram dificuldade no processo de avaliação e aprovação. Isto ocorre devido à falta de comprovação técnico-científica de que a aplicação do lodo de esgoto não acarreta danos ambientais e nem risco à saúde pública.

Neste contexto, diversas pesquisas vêm sendo desenvolvidas a fim de se validar o potencial do lodo de esgoto fresco (não compostado) e do lodo compostado (material mais estabilizado), como fonte de nutrientes e de matéria orgânica para o solo, bem como de monitorar seu impacto no ambiente. Os estudos visam, ainda, subsidiar futuras discussões com relação à normatização e amparar a Legislação a respeito do uso do lodo de esgoto na agricultura, bem como, promover um despertar das políticas públicas a cerca dessa problemática.

2. HISTÓRICO

A aplicação de resíduo de esgoto na agricultura é uma prática bastante antiga. Bettiol e Camargo (2006) relatam que as informações mais conhecidas são originárias da China, e que no ocidente, mais precisamente na Prússia, a irrigação com efluentes de esgotos é praticada desde 1560. Na Inglaterra, por volta de 1800, foram desenvolvidos vários projetos com a utilização agrícola dos efluentes de esgoto, especialmente em razão do combate à epidemia da cólera.

Em complemento, Tomlin et al. (1993) relatam que no Japão, Estados Unidos e em países da Europa, desde o início da década de 70 houve o interesse de aplicar lodo de esgoto doméstico em áreas agrícolas e de reflorestamento, como um subsídio nutricional. A aceitação internacional da aplicação de lodo de esgoto nestas áreas

deve-se aos numerosos resultados de campo que viabilizaram o desenvolvimento de uma forte base teórica e prática para os sistemas de aplicação ambientalmente aceitáveis, bem como as várias publicações (Smith e Carnus, 1997).

Atualmente, os países desenvolvidos e industrializados destinam grande parte do lodo produzido para áreas agrícolas e de reflorestamento. Nos Estados Unidos mais da metade do lodo de esgoto produzido são aplicados nestas áreas. Na União Européia, o uso do lodo de esgoto na agricultura tem aumentado significativamente desde 1998, quando foi proibido o despejo do lodo de esgoto no oceano. Em 2006, na Espanha, 65% do lodo de esgoto foi aplicado em áreas agrícolas, atividade esta que tende a aumentar em até 85% em 2015 (PNIR, 2008).

No Brasil, trabalhos desenvolvidos no final da década de 70 e início da década de 80 já indicavam o potencial do uso agrícola de lodo de esgoto. Santos (1979), Carvalho e Barral (1981), Bettiol e Carvalho (1982), Boaretto (1986) estudaram a utilização do lodo de esgoto como condicionador de solos agrícolas e concluíram que seria a solução mais viável no cenário sócio-econômico-ambiental, pois melhoraria as propriedades físicas e químicas do solo; aumentaria a produção agrícola; reduziria os custos com fertilizantes minerais, devido à reciclagem dos nutrientes presentes neste resíduo orgânico; e minimizaria os impactos negativos ao ambiente, pois este resíduo não seria destinado aos aterros sanitários.

Os trabalhos sobre o potencial agrícola do lodo como fonte de nutrientes para as plantas e como condicionador de solos têm sido intensificados nos últimos anos. Adicionalmente, foram feitos trabalhos sobre os riscos de toxicidade deste resíduo para as plantas; bem como potencial de contaminação do solo e das águas subterrâneas devido à presença tanto de substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, bem como a de patógenos presentes no material (MELO et al., 1994, 1997, 2002, 2003; BETTIOL & CAMARGO, 2000; TSUTIYA et al., 2002; MOLINA et al., 2006; NOGUEIRA et al., 2007; BROSSI, 2009; FIRME, 2009; MALDONADO, 2009; FRANCO et al., 2010; COSCIONE et al., 2010; RIBEIRINHO et al., 2012; MACEDO et al., 2012). Assim a contaminação (ou não) ocorrerá em função do lodo de esgoto apresentar características biológicas, físicas e químicas variáveis, em consequência de peculiaridades regionais e dos processos em que são gerados e estabilizados, além, das características ambientais (tipo de solo, pluviosidade, temperatura média, declividade, etc.), a cultura e o trato cultural (dose, forma de aplicação, incorporação ou não, etc.) onde o resíduo será aplicado.

3. CONCEITO E CARACTERÍSTICAS DO LODO DE ESGOTO

O lodo de esgoto é um resíduo semi-sólido e bastante heterogêneo, gerado a partir do tratamento de esgoto, cuja composição varia quanto ao percentual de umidade, nutrientes, matéria orgânica, microrganismos, compostos orgânicos poluentes e elementos inorgânicos potencialmente tóxicos ao ambiente. Essa variação em sua constituição se dá em virtude do material de origem e ao tratamento que o resíduo recebeu, conforme apresentado na Figura 1.

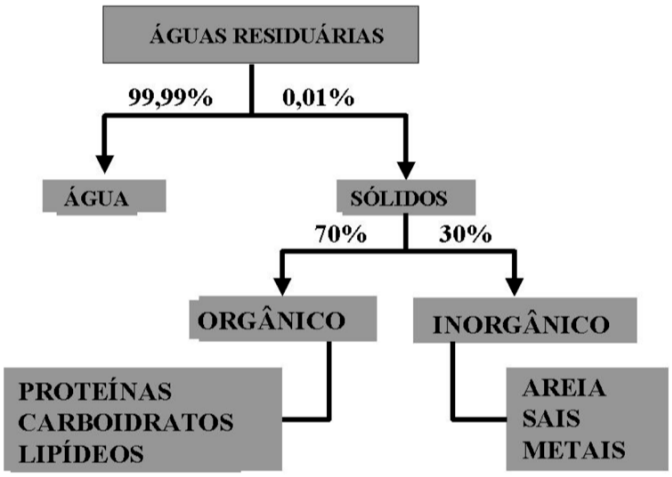


Figura 1. Composição do lodo de esgoto doméstico.

FONTE: Melo e Marques (2000)

As características químicas do lodo de esgoto são variáveis e, considerando os teores dos macronutrientes, o lodo de esgoto apresenta elevadas concentrações de nitrogênio, fósforo e, também, de cálcio, se houver tratamento com cal no processo de condicionamento químico que visa facilitar o adensamento antes do encaminhamento para o filtro prensa.

Como exemplo, a composição do lodo de esgoto da ETE de Barueri foi comparada com a composição de alguns materiais orgânicos utilizados como adubo (esterco bovino, esterco de galinha, vinhaça e composto de lixo) por Damasceno & Campos (1998), conforme a Tabela 1.

Tabela 1.
Concentração de macronutrientes do lodo de Esgoto da ETE de Barueri comparada a outros adubos orgânicos

Macronutrientes*	Concentração no Lodo da ETE de Barueri	Esterco bovino	Esterco de galinha	Vinhaça	Composto de lixo
N	3,07	1,5	1,4	0,06	0,6
P	0,64	1,2	0,8	0,01	0,2
K	0,13	0,7	2,1	0,3	0,3
Ca	17,13	2,0	2,3	0,1	1,1
Mg	1,88	0,6	0,5	0,04	0,1
S	1,54	0,2	0,2	0,05	0,2

* % massa seca

FONTE: Adaptado de Damasceno & Campos (1998) e Raij et al., (1996).

De modo geral, o biossólido é pobre em potássio devido à alta solubilidade desse elemento em água, ocasionando perda em solução durante o processo de tratamento do esgoto. Por outro lado, os teores de fósforo são elevados e aproximam-se dos teores contidos nos estercos bovino e de galinha, sendo bem superiores aos teores da vinhaça e do composto de lixo (DAMASCENO & CAMPOS, 1998). Já o Ca, Mg, e S apresentam-se em teores superiores a todos os materiais orgânicos (Tabela 3). A elevada concentração de Ca no lodo é decorrente da utilização de cal no condicionamento químico do lodo para facilitar o adensamento antes do encaminhamento para o filtro prensa.

Na Tabela 2, são apresentados alguns exemplos das propriedades físicas e químicas de dois tipos de lodo de esgoto, um proveniente da ETE de Jundiaí e outro da ETE de Barueri. Nota-se que a composição varia muito em função da fonte do lodo de esgoto (mais rico em elementos metálicos, no caso do lodo de Barueri), que reflete não somente o processo, mas também as características do esgoto original. Também se observa que a composição varia em função do período de amostragem. Estes fatores dificultam o uso dosado do resíduo, para fins de uso agrícola.

Tabela 2.
Características químicas de três lotes dos lodos de esgotos das ETE de Barueri (LB) e de Franca (LF), localizadas no Estado de São Paulo

ATRIBUTO [1]	Unidade [2]	PRIMEIRO LOTE (03/99)		SEGUNDO LOTE (12/99)		TERCEIRO LOTE (09/00)	
		LB	LF	LB	LF	LB	LF
Fósforo	g kg^{-1}	15,9	16,0	31,2	21,3	26,9	12,9
Potássio	g kg^{-1}	1,0	1,0	1,97	0,99	1,0	1,0
Sódio	g kg^{-1}	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,9
Arsênio	mg kg^{-1}	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cádmio	mg kg^{-1}	12,8	3,32	9,5	2,0	9,4	2,05
Chumbo	mg kg^{-1}	364,4	199,6	233	118	348,9	140,5
Cobre	mg kg^{-1}	1058	239,8	1046	359	953,0	240,9
Cromo total	mg kg^{-1}	823,8	633,8	1071	1325	1297,2	1230,3
Mercúrio	mg kg^{-1}	< 0,01	< 0,01	< 1	< 1	< 0,01	< 0,01
Molibdênio	mg kg^{-1}	< 0,01	< 0,01	< 1	< 1	< 0,01	< 0,01
Níquel	mg kg^{-1}	518,4	54,7	483	74	605,8	72,4
Selênio	mg kg^{-1}	< 0,01	< 0,01	< 1	< 1	<0,01	< 1
Zinco	mg kg^{-1}	2821	1230	3335	1590	3372	1198
Boro	mg kg^{-1}	36,2	40,7	11,2	7,1	29,3	19,7
Carbono orgânico	g kg^{-1}	248,2	305,1	271	374	292,9	382,4
pH		6,6	6,3	6,4	6,4	6,4	5,4
Umidade	%	66,4	83	80,2	82,4	71,2	82,7
Sólidos Voláteis	%	43,0	60,5			56,8	72,5
Nitrogênio total[3]	g kg^{-1}	21	56,4	49,7	67,5	42,1	68,2
Enxofre	g kg^{-1}	13,4	16,3	10,8	13,3	17,1	15,7
Manganês	mg kg^{-1}	429,5	349,3	335	267	418,9	232,5
Ferro	mg kg^{-1}	54.181	33.793	32,5	31,7	37.990	24.176
Alumínio	mg kg^{-1}	28.781	32.564	25,3	33,5	23.283	23.317
Magnésio	g kg^{-1}	3,0	2,2	3,7	2,5	4,5	2,2
Cálcio	g kg^{-1}	40,3	29,2	22,8	16,8	47,8	24,8

[1] Determinados de acordo EPA SW-846-3051 (1986), no IAC (Campinas, SP)

[2] Os valores de concentração são dados com base na matéria seca

[3] Os valores de concentração para o nitrogênio total e umidade foram determinados em amostras em condições originais, na Embrapa Meio Ambiente, Bettiol (2004) e Fernandes et al. (2004)

4. LEGISLAÇÃO

Com objetivo de amparar o uso agrícola de lodo de esgoto no Estado de São Paulo, em 1999, foi elaborada a norma P 4.230 (CETESB, 1999), com base na norma da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 1993). Os principais aspectos relacionados ao ambiente e abordados nesta norma e em norma de outros países são: declividade da área a ser tratada, distância mínima de nascentes de água e leitos de rio, profundidade do lençol freático e espécie vegetal de interesse, bem como as características físico-químicas e biológicas consideradas aceitáveis no resíduo.

Contudo, em de 29 de agosto de 2006, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução 375, definiu critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde e ao meio ambiente (CONAMA, 2006). Os lotes de lodo de esgoto e de produtos derivados, para o uso agrícola, devem respeitar os limites máximos de concentração de substâncias inorgânicas, orgânicas e de patógenos, conforme as Tabelas 3, 4 e 5.

Tabela 3.
Concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas no lodo de esgoto ou produto derivado

Substâncias Inorgânicas	Concentração Máxima Permitida* / mg kg^{-1}
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromo	1000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

* Base seca

FONTE: CONAMA 375 (2006)

Tabela 4.
Classificação do lodo de esgoto ou produto derivado conforme a presença de agentes patogênicos

Classes	Concentração Máxima Permitida
A	Coliformes Termotolerantes <103 NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos <0,25 ovo/g de ST *Salmonella* ausência em 10 g de ST Vírus <0,25 UFP ou UFF/g de ST
B	Coliformes Termotolerantes <103 NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos <0,25 ovo/g de ST

ST: sólidos totais; NMP: número mais provável; UFP: unidade formadora de placa; UFF: unidade formadora de foco

FONTE: CONAMA 375 (2006)

Tabela 5.
Lista das substâncias orgânicas potencialmente tóxicas a serem determinadas no lodo de esgoto ou produto derivado e as concentrações máximas permitidas nos solos agrícolas

Substâncias Orgânicas	Concentração Máxima Permitida no solo / mg kg^{-1}
Benzenos Clorados	
1,2-diclorobenzeno	0,73
1,3-diclorobenzeno	0,39
1,4-diclorobenzeno	0,39
1,2,3-triclorobenzeno	0,01
1,2,4-triclorobenzeno	0,011
1,3,5-triclorobenzeno	0,5
1,2,3,4-tetraclorobenzeno	0,16
1,2,4,5-tetraclorobenzeno	0,01
1,2,3,5-tetraclorobenzeno	0,0065
Ésteres de ftalatos	
Di-n-butil ftalato	0,7
Di (2-etilhexil) ftalato (DEHP)	1
Dimetil ftalato	0,25

Fenóis não clorados	
	0,16

Fenóis clorados	
	0,031
	2,4
	0,16

Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	
Benzo (a) antraceno	0,025
Benzo (a) pireno	0,052
Benzo (a) fluoranteno	0,38
Indenol (1,2,3,-c,d) pireno	0,031
Naftaleno	0,12
Fenantreno	3,3
Lindano	0,001

FONTE: CONAMA 375 (2006).

A quantidade de lodo de esgoto aplicada no solo é calculada conforme a necessidade de nitrogênio (N) da cultura em questão, que leva em consideração a concentração de N disponível (fração de mineralização) conforme o processo em que foi gerado o resíduo: lodo não digerido, 40%; digerido aerobicamente, 30%; digerido anaerobicamente, 20%; e lodo compostado, 10%.

Segundo o CONAMA 375 (2006) fica proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. Em solos onde for aplicado o lodo de esgoto e/ou produto derivado, as pastagens só podem ser implantadas após um período mínimo de 24 meses da última aplicação e, olerícolas, tubérculos, raízes e demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo bem como cultivos inundáveis, após um período mínimo de 48 meses da última aplicação.

A utilização de lodo de esgoto ou produto derivado de classe B é permitida somente em cultivos de café, povoamentos silviculturais, culturas para produção de fibras e óleos, com a aplicação mecanizada, em sulcos ou covas, seguidas de incorporação.

5. USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO

O uso agrícola do lodo de esgoto pode proporcionar benefícios agronômicos como: elevação dos valores de pH do solo (SILVA et al., 2002), teor de C orgânico e da CTC (MELO et al., 1994; OLIVEIRA et al., 2002), redução da acidez potencial (RAISON et al., 1987), aumento na disponibilidade de nutrientes (BERTON et al.,1997; DA ROS et al., 1993; OLIVEIRA et al., 1995; OLIVEIRA, 2000), maior retorno econômico em relação à aplicação de fertilizante químico (DOU et al., 1997), melhorias nas propriedades físicas do solo (JORGE et al., 1991), além de representar um benefício de ordem social pela disposição final com menor impacto negativo do resíduo no ambiente.

Como consequência da Resolução 375 do CONAMA (2006), que na prática dificulta a aplicação do lodo de esgoto em culturas que atinjam a cadeia alimentar, regularizou o uso em sistemas florestais, uma vez que o produto final, a madeira, pode ser destinado à fabricação de papel e celulose, carvão vegetal e móvel. Além disso, esta atividade surge como uma possibilidade de minimizar a emissão dos gases do efeito estufa pela fixação do CO2 (MIEHLE et. al, 2006; ABRAF, 2009).

No Brasil, o total de florestas plantadas em 2008 foi de 6.126.000 ha, somando áreas de eucalipto e pinus, tendo a Região Sul 77% da área plantada de pinus e a Região Sudeste 57% da área plantada de eucalipto (ABRAF, 2009). Entretanto, grande parte destas áreas está localizada em solos de baixa fertilidade, alta acidez e com um regime regular de umidade (BARROS et. al, 1981; MORAES NETO et al., 2007), o que implica em uma maior preocupação com a sustentabilidade destas florestas.

A sustentabilidade de uma plantação florestal está diretamente relacionada, ao balanço nutricional do ecossistema. Assim, para o crescimento adequado das árvores, a quantidade de nutrientes essenciais que entra no ecossistema, a médio e longo prazo deve ser equivalente a quantidade que sai (POGGIANI et al., 2000). Frequentemente, os nutrientes N e P são os mais limitantes para o crescimento dos plantios florestais (BARROS et al., 1981; ASHTON & KELLIHER, 1996). A demanda por estes nutrientes é suprida, em geral, por adubos minerais

fosfatados e nitrogenados (FISCHER & BINKLEY, 2000), os quais podem ser substituídos totalmente por fertilizantes orgânicos, como: o lodo de esgoto (SILVA et al., 2008).

O uso do lodo de esgoto em sistemas florestais foi incentivado na Europa, Austrália e América do Norte desde a década de 1980 (MCNAB & BERRY, 1985; PHILLIPS et al., 1986; HART et al., 1988; WEETMAN et al., 1993; HENRY et al.,1994; POLGLASE & MYERS, 1995; BRAMRYD, 2001). No Brasil, pesquisas recentes tem gerado informações sobre a aplicação do lodo em plantios florestais (ANDRADE & MATTIAZZO, 2000; ROCHA et al., 2004, MOLINA et al., 2006; LIRA et al., 2008; SILVA et al., 2008; BROSSI, 2009; FIRME, 2009; MALDONADO, 2009). Contudo, estes trabalhos relatam que o efeito positivo do lodo de esgoto sobre as propriedades químicas e físicas do solo favorece a absorção de nutrientes pelas raízes das plantas de Eucalyptus grandis e o aumento da produção de madeira.

6. LODO DE ESGOTO E A DINÂMICA DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Entre os elementos inorgânicos potencialmente tóxicos, alguns são micronutrientes como, B, Cl, Fe, Mn, Mo, Ni, Cu, Se, Zn e Co, que são indispensáveis para o desenvolvimento vegetal e, ou, animal, no entanto, em quantidades pouco acima do normal podem ser tóxicos. Outros elementos, como As, Cd, Hg, Pb e Cr, são tóxicos, mesmo em quantidades relativamente pequenas.

Os elementos potencialmente tóxicos geralmente encontrados no lodo de esgoto são: o Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn e Zn (BETTIOL & CAMARGO, 2000). A concentração desses elementos no lodo pode ser influenciada pela origem do esgoto, pelo perfil industrial de cada região, pelo tipo de processo empregado para o tratamento do lodo de esgoto e pelos fatores de sazonalidade (ABREU JUNIOR et al., 2005). É relevante destacar que a concentração dos elementos potencialmente tóxicos no lodo é maior que a encontrada nos solos agrícolas, portanto a aplicação deste resíduo no solo pode levar ao acúmulo de alguns elementos potencialmente tóxicos no agrossistema e, consequentemente, a sua lixiviação no perfil do solo (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001; MARTINS et al., 2003; RANGEL et al., 2004, SILVA et al., 2006)

A movimentação de elementos potencialmente tóxicos no perfil do solo pode se elevar em solos arenosos com baixos teores de matéria orgânica e sujeitos a chuvas intensas, embora Taylor et al. (1995) afirmam que a quantidade de contaminantes lixiviados é menor que 1% do total adicionado. Os teores de óxidos de Fe e Al no solo,

também, podem influenciar a mobilidade dos elementos contaminantes no perfil do solo (MATTIAZZO, 1994; ISEA et al., 2000; ANDRADE & MATTIAZZO, 2000; RICHARDS et al., 2000; ASHWORTH & ALLOWAY, 2004), já que a presença destes elementos nas suas formas solúveis, indicam maiores valores de acidez e consequentemente, menores valores de pH da solução do solo (DA SILVA et al., 2012a).

A disponibilidade de um elemento químico para as plantas pode ser indicada pela concentração deste elemento na parte aérea das mesmas, em relação a sua concentração no solo. Nesse sentido, pesquisas tem demonstrado que Cd e Zn possuem os maiores coeficientes de transferência para as plantas, enquanto que Cu e Cr são menos disponíveis (LASAT, 2000). Andrade e Mattiazzo (2000) ao estudarem nitratos e elementos potencialmente tóxicos no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantas florestais de, concluíram que, aos 360 dias após o plantio de eucalipto, os metais Cu, Ni e Zn não tiveram a fitodisponibilidade alterada em função das doses de lodo de esgoto. Entretanto, na mesma área experimental, cinquenta e cinco meses após a aplicação do lodo de esgoto, foi observado que Ni e Zn tiveram sua fitodisponibilidade alterada pelas doses de lodo (MOLINA et al. 2006).

7. LODO DE ESGOTO E A PRESENÇA DE PATÓGENOS

O uso agrícola de lodo de esgoto requer, também, preocupação acerca da contaminação do ambiente por patógenos. Os organismos patogênicos passíveis de serem encontrados no lodo de esgoto se constituem em ovos de helmintos, cistos de protozoários, bactérias, fungos e vírus entéricos, em que as quantidades são dependentes da origem, da época do ano e do processo de tratamento ao qual o lodo foi submetido (Soccol et al., 2010). Dessa forma, os agentes patogênicos presentes no lodo, se estiverem viáveis e infectantes, eles podem causar infecção em humanos ou em animais.

As condições de clima, temperatura e solo são importantes para a sobrevivência das formas de resistência dos parasitos no meio externo. No Estado do Paraná, região metropolitana onde o clima é subtropical, Thomas-Soccol et al. (1999) constataram que após 180 dias da incorporação de lodo no solo ainda encontravam-se ovos de helminto viáveis. No entanto, Souza et al. (2008), em análise do tempo de sobrevivência de ovos de helminto no Distrito Federal, no qual o solo é arenoso e o clima é tropical, não observaram a presença de ovos após três semanas.

Em outros países, pesquisadores há décadas atestam a longa sobrevivência de ovos de helminto no solo. Ovos de Ascaris, por exemplo, resistem até 10 anos, conforme comprovado por trabalhos de Brudastov e colaboradores em 1971, que se autoinfectaram com ovos de Ascaris lumbricóides mantidos por este período no solo (Schmidt e Roberts, 1981). Estes trabalhos clássicos da literatura em parasitologia confirmam que a permanência de ovos de Ascaris por longos períodos em solo oferece riscos de infecção para os humanos. Além da ingestão de vegetais crus cultivados em solo contaminado com ovos, a ingestão de terra (hábito comum em crianças) contaminada e até mesmo a inalação de poeira com ovos possibilitam a infecção (Soccol et al., 2010).

Nesse sentido, especificamente para as condições do clima brasileiro, há carência de conhecimento sobre persistência de patógenos nos solos após aplicação de lodo, embora se saiba que a própria competição com organismos do solo seja apontada como um fator de estresse ambiental determinante de sua capacidade de sobrevivência (Bonnet et al., 2000).

Do ponto de vista de bactérias do tipo coliforme, o solo é um ambiente bastante agressivo para estas bactérias, sendo que os relatos mostram que o uso efluente de esgoto tratado no solo proporcionou inicialmente um aumento na quantidade de coliformes, mas que os valores declinam para valores similares aos observados antes da aplicação, em um período inferior a 20 dias (HAIG, 2011).

8. LODO DE ESGOTO E A PRESENÇA DE COMPOSTOS ORGÂNICOS POLUENTES

Em função da sua composição, o lodo de esgoto pode apresentar características indesejáveis sob o ponto de vista agronômico, tais como a presença de compostos orgânicos poluentes, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs).

A quantidade de contaminantes no lodo de esgoto está relacionada com a origem do esgoto, por exemplo, se o despejo de águas residuárias de origem industrial prevalecer sobre as de origem doméstica, o lodo de esgoto tenderá apresentar teores superiores de substâncias orgânicas em relação ao lodo coletado em uma situação inversa. Além disso, a variação nos teores dessas substâncias também pode ser influenciada pelo perfil industrial de cada região e por fatores de sazonalidade.

Os HPAs são compostos orgânicos que apresentam dois ou mais anéis aromáticos fundidos, caráter hidrofóbico, baixa biodegradabilidade e potencial acumulativo (VASCONCELLOS et al., 2007). Naturalmente, surgem através das atividades vulcânicas, porém estes compostos podem surgir por meio de derramamentos de petróleo, geração de energia elétrica, e da combustão incompleta do lixo e da madeira, por exemplo. Também podem ser formados a partir da produção de carvão e asfalto (ALBERS, 1995). Podem, ainda, ser originados a partir da queima incompleta de combustíveis fósseis, sendo que a ocorrência ambiental dos HPAs pode ser, invariavelmente, na forma de misturas de diferentes compostos químicos (BILLIARD et al., 2006).

Esses compostos orgânicos podem ser volatilizados, degradados (por meio de processos bióticos e/ abióticos), adsorvidos no lodo ou descartados no efluente tratado (HARRISON, E.Z. et al., 2006). A degradação resulta na formação de outros produtos que podem ser mais ou menos tóxicos que o composto original. Para muitas substâncias orgânicas, a adsorção no lodo de esgoto é a rota primária para a sua remoção nas águas residuárias e esgotos. Isso é especialmente correto para substâncias tóxicas persistentes e bioacumulativas (HARRISON, E.Z. et al., 2006; WILSON et al., 1994). Essas substâncias orgânicas presentes no lodo de esgoto aplicado no solo podem ser absorvidas pelas plantas e transferidas para os seres humanos via cadeia alimentar (LATURNUS, F. et al., 2007).

Os efeitos tóxicos desses compostos podem ser de mutagenicidade, carcinogenicidade e teratogecinidade. Os efeitos toxicológicos agudos nos organismos são mais severos para HPAs de menor massa molar, tais como os que apresentam 2 à 3 anéis aromáticos, enquanto que nos HPAs que apresentam de 4 à 6 anéis aromáticos o que prevalece é o alto potencial de mutagenicidade (NASCIMENTO et al., 2007).

Desta forma, fica explícita a relevância do conhecimento do comportamento das substâncias orgânicas, a fim de se avaliar o potencial de contaminação, em longo prazo, da aplicação de lodo de esgoto no sistema florestal.

Sendo assim, a CETESB 2005, por meio da Decisão de Diretoria n° 195, estabelece valores orientadores de concentrações de substâncias orgânicas para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. Nessa decisão são definidos valores de referências de qualidade, valores de prevenção e de intervenção.

Posteriormente, a Resolução N° 375 (CONAMA, 2006) listou grupos de substâncias orgânicas potencialmente tóxicas a serem determinados no lodo de esgoto ou produto derivado e estabelece concentrações mínimas permitidas no solo, sendo eles: os benzenos clorados, ésteres de ftalatos, fenóis clorados e não clorados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) e os poluentes orgânicos persistentes (POPs), conforme já listado na Tabela 5.

9. LODO DE ESGOTO, CARBONO E A QUALIDADE DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

Em solos sob clima Tropical, os efeitos da adição de lodo de esgoto sobre o carbono orgânico do solo podem ser temporários ou duradouros (MELO et al., 1994; MARQUES, 1996; OLIVEIRA et al., 2002), tendo sido verificado, em longo prazo, aumentos lineares nos teores de C orgânico, com a aplicação de doses crescentes de lodo (DIAS et al., 2007).

Estudos demonstram que ocorre aumento dos teores de C orgânico pela aplicação de lodo de esgoto, uma vez que uma aplicação de 240 Mg ha-1 praticamente dobrou a concentração de carbono armazenado no solo, em relação à área sem utilização do resíduo; sendo que as áreas cultivadas com aplicação de lodo de esgoto possuem maiores teores de C orgânico do que a área sob mata nativa adjacente ao experimento, bem como daquela com uso exclusivo de adubo mineral (SOARES et al., 2008). Os mesmos autores observaram ainda que a aplicação de doses acumuladas de até 120 Mg ha-1 de lodo de esgoto aumenta a biodisponibilidade da matéria orgânica do solo, pela maior presença da fração leve no solo e de C associado a esta fração. Esses dados foram obtidos após a sexta aplicação de lodo de esgoto com doses acumuladas em base seca - 0, 30, 60, 120 e 240 Mg ha-1, após seis cultivos subseqüentes de milho.

Contudo, esses aumentos dependem das taxas de decomposição do lodo no solo e dos fatores que a condicionam (OLIVEIRA et al., 2002). De acordo com Fernandes et al. (2005), a aplicação de lodo de esgoto aumenta o fluxo de CO2, N2O e CH4 para a atmosfera, contudo isso não implica em menor estoque de carbono orgânico no solo. Esses resultados foram obtidos utilizando uma dose de até oito vezes a dose recomendada de lodo, com quatro aplicações e em quatro cultivos de milho consecutivos, num Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, sob condições de campo em região Tropical.

Além de alterar o teor da matéria orgânica do solo, o lodo pode exercer influência sobre sua composição química, pois os solos tratados com esse resíduo podem apresentar menor quantidade de C lábil (C-carboidrato) e maior presença de óleos e graxas, em relação aos solos que não receberam lodo (HOHLA et al., 1978).

Assim, conhecer a qualidade da MO do solo e de suas frações é uma forma de melhor entender as funções que a mesma exerce. Por exemplo, por meio do grau de aromaticidade da MO é possível inferir sobre seu grau de recalcitrância; ou a proporção de grupos carboxílicos ou fenólicos pode ser relacionada com a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo; e até mesmo sua hidrofobicidade pode ser relacionada com a capacidade de retenção de

água do solo (DIEKOW, 2003). Com isso, torna-se imprescindível que a adição da matéria orgânica no solo, proveniente da aplicação do lodo de esgoto, seja monitorada a fim de se compreender a sua dinâmica, influência, bem como sua estabilidade no sistema.

Nos últimos anos, técnicas espectroscópicas vêm demonstrando grande potencial para auxiliar no entendimento dos processos relacionados com a dinâmica da matéria orgânica do solo.

Neste contexto, destaca-se a Fluorescência Induzida por Laser (FIL), uma técnica semi-quantitativa, que tem se mostrado eficiente e precisa para avaliar o grau de humificação da matéria orgânica de solos intactos, sem o uso de qualquer procedimento de fracionamento químico ou físico, reduzindo riscos de eventuais vícios de laboratório, bem como resíduos tóxicos originados no processo de análise. Essa técnica exige que seja feita a razão entre a área do espectro de fluorescência e o teor de carbono orgânico, para que seja calculado o grau de humificação (HFil) (MILORI et al, 2002).

Já a técnica espectroscópica de Refletância no Infravermelho Próximo (NIRS) tem sido utilizada para se quantificar o teor de matéria orgânica dos solos, inclusive o conteúdo de carbono (VELASQUEZ et al., 2006; FERNANDES et al., 2010; MILORI et al., 2011). Essa técnica fundamenta-se no uso de calibrações acopladas às determinações obtidas via análise química, utilizando absorbância em vários comprimentos de onda para prever as propriedades particulares de uma dada amostra. A grande vantagem do uso do NIRS, comparado a outras ferramentas analíticas, está no custo e velocidade de determinação (comparando com outras ferramentas baseadas na combustão a seco, como TOC ou análise elementar) ou na eliminação do uso de reagentes tóxicos, como o dicromato de potássio, no método da oxidação em via úmida (Walkley-Black).

Pelo fato de a MO estar presente, geralmente, em pequena quantidade e associada às demais frações do solo, para a realização de estudos mais aprofundados se faz necessário o fracionamento químico da MO do solo, que se baseia nas características de solubilidade, e assim, obtêm-se as substâncias húmicas, que geralmente representam em torno de 70 % da MO do solo (SCHNITZER, 1991).

A partir das substâncias húmicas, métodos espectroscópicos como a Ressonância Magnética Nuclear (RMN), Ressonância Paramagnética Eletrônica (RPE), Fluorescência de Luz UV-visível e Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) têm sido utilizados com objetivo de analisar as mudanças estruturais e a reatividade da MO do solo quando adicionado lodo de esgoto (MILORI et al., 2002; SANTOS, 2008, CANELLAS, 2005; NARIMOTO, 2006). Os resultados obtidos por meio da espectroscopia demonstram que a aplicação do lodo de esgoto no solo eleva

o teor de carbono, aumenta o teor de estruturas alifáticas e, consequentemente, diminui a aromaticidade da matéria orgânica do solo, devido à incorporação de material fresco, rico em estruturas alifáticas como óleos e graxas, presentes no lodo de esgoto. Esta MO fresca, aos poucos será transformada microbiologicamente, sendo que sua estabilidade estará atrelada tanto às características químico-estruturais do material em si, quanto à forma que as estruturas orgânicas estarão ligadas à fração mineral do solo, principalmente as argilas (MARTIN-NETO et al., 2009).

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso agrícola de lodo de esgoto no solo deve ser restringido, no sentido de evitar contaminação do ambiente, alimentos, bem como das pessoas que manusearem o material. Tomando-se estes cuidados, a reciclagem dos nutrientes e matéria orgânica presentes no material pode trazer um ganho de fertilidade do solo, bem como diminuição de pressão às reservas naturais (principalmente K e P), fato este que torna a agricultura moderna vulnerável no médio/longo prazo, já que a extração em larga escala pode levar à escassez futura. Além deste fato, o Brasil importa a maior parte do fertilizante mineral utilizado. Aumentar a reciclagem agrícola de nutrientes representará menores gastos com importação.

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente n°375 (CONAMA, 2006) é necessária e foi instituída para regulamentar o uso deste material para fins agrícolas. Entretanto, existe ainda uma série de dificuldades, principalmente relativas à qualidade do lodo gerado nos diversos sistemas de tratamento de esgoto (que muitas vezes inviabilizam o seu uso por excesso de contaminantes), bem como em métodos rotineiros de análise e de custo acessíveis, principalmente na avaliação de vírus e contaminantes orgânicos (fato que na prática onera, dificulta o licenciamento do uso e desestimula o uso). Estes fatos ainda tornam o uso do lodo de esgoto na agricultura pouco comum no Brasil, apesar do seu grande potencial produtivo. O uso de lodo de esgoto no solo como fertilizante ou condicionador é, sem dúvida, uma alternativa muito interessante de reciclagem deste resíduo urbano, e tenderá a aumentar com a efetivação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012).

LITERATURA RECOMENDADA

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2008. Brasília: ABRAF, 2009. http://www.abraflor.org.br/estatisticas.asp (02 de maio de 2010).

ABREU JUNIOR, C.H.; BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; KIEHL, J.C. Uso agrícola de resíduos orgânicos: propriedades químicas do solo e produção vegetal. Tópicos em Ciência do Solo, Viçosa, v.4, p.391-479, 2005.

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantas florestais de Eucalyptus grandis. Scientia Forestalis, Piracicaba, v.58, p.59-72, 2000.

ALBERS, P.H. Petroleum and individuals polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Hoffman, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A.; CAIRNS, Journal Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton: Lewis publishers, 330-355, 1995.

ASHWORTH, D.J., ALLOWAY, B.J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. Environmental Pollution, London, v.127, p.137-144, 2004.

ASHTON, D.H., KELLIHER, K.J. The effect of soil desiccation on the nutrient status of Eucalyptus regnans F. Muell seedlings. Plant and Soil, v.179, p.45-56, 1996.

BARROS, N.F., BRAGA, J.M., BRANDI, R.M., DEFELIPO, B.V. Produção de eucalipto em solos de cerrado em resposta a aplicação de NPK e de B e Zn. Revista Árvore, v.5, p.90-103, 1981.

BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletilização do lodo de esgoto e adição de CaCO3 na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três Latossolos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 21, n. 4, p. 685-691, 1997.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. de. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. de. Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. p. 25-35.

BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by Fusarium. Summa Phytopathologica. V. 30, n.1, p.16-22. 2004.

BETTIOL, W; CAMARGO, O.A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. 312p.

BETTIOL, W.; CARVALHO, P.C.T. Resíduo orgânico como fertilizante para a cultura do milho (Zea mays L.) híbrido HMDO 7974. Fertilizantes, São Paulo, v.4, n.1, p.14-15, 1982.

BILLIARD, S.M.; TIMME-LARAGY, A.R.; WASSENBERG, D.M.; COCKMAN, C.; DI GIULIO, R.T. The role of the aryl hydrocarbon receptor pathway in mediating synergistic development toxicity of polycyclic aromatic hydrocabon to zebrafish. Toxicology Science. 92, 2, 526-536, 2006.

BOARETTO, A.E. Uso de lodo de esgoto como fertilizante. Botucatu, FINEP, 1986. 185p.

BONNET, B.R.P. Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola do lodo de esgoto. 2. ed. Curitiba: SANEPAR, 2000.

BRAMRYD, T. Effects of liquid and dewatered sewage sludge applied to a Scots pine stand (Pinus sylvestris L.) in Central Sweden. Forest Ecology and management, Amsterdam, v.147, p.197-216, 2001.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente: Brasília. 2012.

BROSSI, M.J.L. Ecotoxicologia de um sistema florestal de eucaliptotratado com lodo de esgoto. 2009. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. 2005. Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. UENF, 309 p.

CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação do resíduo orgânico como fertilizante. Fertilizantes, São Paulo, v.3, n.2, p. 3-5, 1981.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005-E, 23 de novembro de 2005. Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, 4 p. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf. Acesso em 28/08/2013.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação (Manual Técnico – P4230). 32 p. 1999.

CHAGAS, F.W. Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das Estações de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro. 102 f. 2000. Dissertação – Programa de Pós Graduação da Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, RJ, 2000.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília. 2011.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 375: Uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados: critérios para projeto e operação. Brasília. 2006.

COSCIONE, A.R.; NOGUEIRA, T.A.R.; PIRES, A.M.M. Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução n °375 do CONAMA. Botucatu: FEPAF, 2010, 407p.

DAMASCENO, S.; CAMPOS, J. R. Caracterização de lodo de Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários para Uso Agrícola. 1998. Disponível em: http://www.cepis.ops-oms.org. Acessado em 28 de agosto de 2013.

DA ROS, C.O.; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milheto e residual na associação aveia-ervilhaca. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 17, p. 257-261, 1993.

DA SILVA, W.T.L. Sistemas biológicos simplificados aplicados no Saneamento Básico Rural. In: Instrumentação Aplicada à Agricultura. 2014 (no prelo).

DA SILVA, W.T.L., MARTELLI, L.F.A.; ALMEIDA, T.L.; MILORI, D.M.B.P.; MARTIN-NETO, L. Contaminação do solo: aspectos gerais e contextualização na Química Ambiental. In: Rosa, A.H.; Fraceto, L.F.; Moschini-C.V. (Org.). Meio Ambiente e Sustentabilidade. Porto Alegre: Bookman, 2012a, p. 67-87.

DA SILVA, W.T.L.; NOVAES, A.P.; KUROKI, V.; MARTELLI, L.F.A.; MAGNONI-JR., L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbio para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. Química Nova, v. 35, p. 35-40, 2012b.

DOU, H.; ALVA, A.K.; KHAKURAL, B.R. Nitrogen mineralization from citrus tree residues under different production conditions. Soil Science Society of America Journal, v. 61, p.1226-1232, 1997.

DIAS, B. O. ; SILVA, C. A. ; SOARES, E. M. B. ; BETTIOL, W. Estoque de Carbono e Quantificação de Substâncias Húmicas em Latossolo Submetido a Aplicação Contínua de Lodo de Esgoto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 701-711, 2007.

DIEKOW, J. Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema plantio direto. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

FAUSTINO, A.S. Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestora e o impacto do seu uso no solo. 2007. 120 p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

FERNANDES, F.A.; FERNANDES, A.H.B.M.; BUENO-SOBRINHO, A.A.; MONTEIRO, H.C.; SILVA, A.C.G; Uso de espectroscopia de refletância no infravermelho próximo (NIRS) na análise de carbono de Neossolos do Pantanal. Corumbá, MS: EMBRAPA PANTANAL, 2010 (EMBRAPA Pantanal, Comunicado técnico 86).

FERNANDES, S.A.P., BETTIOL, W.; CERRI, C.C., CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gás fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil δ13C and on total soil carbon and nitrogen. Geoderma, v.125, p. 49-57, 2005.

FIRME, L.P. Produção de madeira e elementos potencialmente tóxicos no sistema solo-eucalipto tratado com lodo de esgoto. 2009. 81f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

FISHER, R., BINKLEY, D. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons Inc, 2000.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. Reuso das águas de esgoto sanitário inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p

FRANCO, A.; ABREU JUNIOR, C.H.; PERECIN, D.; OLIVEIRA, F.C.; GRANJA, A.C.R.; BRAGA, V.S. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 34, p.553-561, 2010.

GADIOLI, J.L.; NETO, P.F. Rendimento de milho e feijão preto cultivado em solo acrescido de lodo de esgoto. Sanare. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, v.21, n.21, p. 53-58, 2004.

HAIG, N. Onsite Sewage Treatment Program, University of Minnesota. Manual for Septic System Professionals in Minnesota, Section 3: Sewage Treatment Utilizing Soil. 2nd Ed. St. Paul, MN, p. 3-1 a 3-40, 2011.

HARRISON, E.Z. Organic Chemicals in Sewage Sludges. Science of the Total Environment. v 367, p.481-497, 2006.

HENRY, C.L.; COLE, D.W.; HARRISON, R.B. Use of municipal sludge to restore and improbé site productivity in forestry: the Park Forest Sludge Research Program. Forest Ecology and Management. v.66, p.137-149, 1994.

HOHLA, G.N.; JONES, R.L. & HINESLY, T.D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. J. Environ. Qual., 7:559-563, 1978.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE 2008. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em: 28 de agosto de 2013.

ISEA, D.; VARGAS, L.; BELLO, N.; DELGADO, J.G. Lixiviación de metales no nutrientes en suelos sometidos a riego con aguas residuales tratadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. Anais. Porto Alegre: ABES, 2000.

JORGE, J.A.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 15, p. 237-240, 1991.

LASAT, M.M. Phytoextraction of metal from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. Journal of Hazardous Substance Research, Manhattan, v.2, p.1-25, 2000.

LATURNUS, F.; von ARNOLD, K.; GRON, C. Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural solis. Environment Science and Pollution Research. v.14, n.1, p.53-60, 2007.

LIRA, A.C.S.; GUEDES, M.C.; SCHALCH, V. Reciclagem de lodo de esgoto em plantações de eucalipto: carbono e nitrogênio. Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v.13, n.2, p.207-216, 2008.

MARTIN-NETO, L.; MILORI, D.M.B.P.; DA SILVA, W.T.L.; SIMOES, M.L. EPR, FTIR, Raman, UV-visible light absorption and fluorescence spectroscopies in studies of humic substances. In: N. Senesi, B. Xing, P.M. Huang. (Org.). Biophysico-Chemical ProcessesInvolving Natural Organic Matter in Environmental Systems. Hoboken: Wiley IUPAC Series, p. 651-728, 2009.

MACEDO, F. G.; MELO, W. J.; MERLINO, L. C. S.; RIBEIRO, M. H.; CAMACHO, M. A.; MELO, G. M. P. Agronomic traits of corn fertilized with sewage sludge. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v. 43, p. 1790-1799, 2012.

MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V.; PINTO, L.F.S. Reserva Mineral do Solo In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Eds.) Química e Mineralogia do Solo. Viçosa:SBCS, p. 251-332, 2009.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: Bettiol, W. & Camargo, O.A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000, p. 109-141. 2000.

MALDONADO, C.A.B. Fertilidade do solo, nutrição e crescimento de plantas de eucalipto ao longo de 46 meses após aplicação de lodo de esgoto. 2009. 111f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MARQUES, M.O. Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, 1996. 111p. (Tese de Livre Docência).

MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M.B.P.; DA SILVA, W.T.L.; SIMOES, M.L. EPR, FTIR, Raman, UV-visible light absorption and fluorescence spectroscopies in studies of humic substances. In: N. SENESI, B. XING, P.M. HUANG (Org.) Biophysico-Chemical Processes Involving Natural Organic Matter in Environmental Systems. Hoboken, New Jersey: Wiley IUPAC Series, p. 651-728, 2009.

MARTINS, A.L.C.; BATAGLIA, O.C.; CAMARGO, O.A. Fitodisponibilidade de cobre, níquel e zinco em um Latossolo Vermelho tratado com lodo de esgoto e calagem. Scientia Agricola, Piracicaba, v.60, n.4, p.747-754, 2003.

MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. Comportamento de cobre, cádmio, crômio, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH. 1994. 197 p. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.

McNAB, W.H.; BERRY, C.R. Distribution of aboveground in three pine species planted on a devasted site amended with sewage sludge or inorganic fertilizer. Forest Science, v.31, p.373382, 1985.

MELO, W.J.; REVOREDO, M.D.; BRAZ, L.T. Heavy metals nutrients in tomato plants cultivated in soil amended with biosolid composts. Acta Horticulturae, Louvain, v. 627, p. 203-209, 2003.

MELO, V.P.; BEUTLER, A.N.; SOUZA, Z.M.; CENTURION, J.F.; MELO, W.J. Atributos físicos em latossolos adubados cinco anos com biossólido. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 2003.

MELO, W.J.; MARQWUES, M.O.; FERREIRA, M.E.; MELO, V.P. Chemical properties and enzyme activity in a sewage sludge treated soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, Philadelphia, PA, v. 33, n.9 e 10, p. 1643-1659, 2002.

MELO, W.J.; MARQUES, Marcos Omir ; BELLINGIERI, P. A. ; GHNARRETO ; KANESIRO, M. A. B. ; MARQUES, T. A. ; CHELLI, R. A. ; LEITE, S. A. S. . Residual effect of sewage sludge on the fertility of a soil cropped with sugarcane.. Proc Of The 8th Meeting Of The International Society Of Humic Substances Society, Wroclaw, v. único, p. 419-424, 1997.

MELO, W.J.; ANDRÁ, É.M.; MARQUES, M.O.; MELO, V.P. Effect of fertilization with sewage sludge on soil urease activity and nitrogen supply to sorghum.. Proc Of The 8th Meeting Of The International Humic Substance Society, Wroclaw, v. único, p. 967-972, 1997.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A.; LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre as frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. R. Bras. Ci. Solo. 18:449-455, 1994.

MIEHLE, P.; LIVESLEY S.J.; FEIKEMAB, P.M.; LIC, C.; ARNDT, S.K. Assessing productivity and carbon sequestration capacity of Eucalyptus globulus plantations using the process model Forest-DNDC: Calibration and validation. Ecological Modelling, v.192, p.83–94, 2006.

MILORI, D.M.B.P.; SEGNINI, A.; DA SILVA, W.T.L.; POSADAS, A.; MARES, V.; QUIROZ, Z.; MARTIN-NETO, L. Emerging techniques for soil carbon measurements. In: WOLLENBERG, E.; NIHART, A.; TAPIO-BISTRÖM, M.; GRIEG-GRAN, M. (Org.). Climate Change Mitigation and Agriculture. London: Earthscan, 2011, p. 1-28.

MILORI, D.M.B.P.; MARTIN-NETO, L.; BAYER, C. Fluorescência induzida por laser para análise da matéria orgânica de solos intactos. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2002. 18 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 3).

MILORI, D.M.B.P.; BAYER, C.; BAGNATO, V.S.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. Soil Science, Baltimore, v. 167, p. 739-749, 2002.

MOLINA, M.V.; MATTIAZZO, M.E.; ANDRADE, C.A.; POGGIANI, F. Nitrogênio e metais pesados no solo e em árvores de eucalipto decorrentes da aplicação de biossólido em plantio florestal. Scientia Forestalis, Piracicaba, n.71, p.25-35, 2006.

MORAES NETO, S.P.; ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T. Uso de biossólido em plantios florestais. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2007 (Documentos/EMBRAPA Cerrados, ISS 1517-5111; 202).

NASCIMENTO, R.F.; CAVALCANTE, R.M.; FILHO, N.S.M.; VIANA, R.B.; OLIVEIRA, I.R.N. Utilização da extração em fase sólida (SPE) na determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em matrizes aquosas ambientais. Química Nova. 30, 3, 560-564, 2007.

NARIMOTO, K.M. Técnicas espectroscópicas aplicadas à análise da matéria orgânica do solo em pomares de citros sob adição de lodo de esgoto. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciências - Química analítica) – Instituto de Química de São Carlos, São Carlos,SP, 2006.

NOGUEIRA, T.A.R.; SAMPAIO,R.A.; FONSECA, I.M.; FERREIRA, C.S.; SANTOS; S.E.; FERREIRA, L.C.; GOMES, E.; FERNANDES, L.A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.11, n.3, p.331-338, 2007.

NOVAES, A.P.; SIMOES, M.L.; INAMASU, R.Y.; JESUS, E.A.P.; MARTIN-NETO, L.; SANTIAGO, G.; DA SILVA, W.T.L. Saneamento Básico na Área Rural. In: Claudio Spadotto; Wagner Ribeiro. (Org.). Gestão de Resíduos na Agricultura e na Agroindústria. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2006, p. 262-275.

OLIVEIRA, F.C.; MATIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R. & ROSSETO, R. Efeitos de aplicações sucessivas de lodo de esgoto em Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açucar: carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC. R. Bras. Ci. Solo, 26:505-519, 2002.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um Latossolo Amarelo Distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. Scientia Agricola, Piracicaba, v.58, n.4, p.807-812, 2001.

OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. 2000. 247 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2000.

OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. Scientia Agrícola, v. 52, p. 360-367, 1995.

PHILLIPS, R.P.; FISHER, J.T.; MEXAL, J.G. Fuelwood production utilizing Pinus eldarica and sewage sludge fertilizer. Forest Ecology and Management, v.16, p.95-102, 1986.

POLGLASE, P. J.; MYERS, B. J. Tree plantation for recycling effluent and biosolids in Australia. In: ELDRIDGE, K. G.; CROWE, M. P.; OLD, K. M. (Eds.) Environmental management: The role of Eucalypts and other fast growing species. Proceedings of the Joint Australian-Japanese Workshop. Canberra, CSIRO, 1995. p.100-109.

PNIR – Plan Nacional Integrado de Residuos. Espanha. 2008. 136p. http://www.mma.es/secciones/calidad_contaminacion/pdf/PNIR_22_12_2008_(con_tablas_y_planes).pdf (13 de dezembro de 2011).

QUINTANA, N.R.; CARMO, M.S.; MELO, J.W. Viabilidade econômica do uso do lodo de esgoto na agricultura, Estado de São Paulo. Informações Econômicas, São Paulo, v. 39, n. 6, p. 31-36, 2009.

RAIJ, B. van. Uso agrícola de biossólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS NO MERCOSUL, 1., 1998, Curitiba. Curitiba: Sanepar; ABES, 1998. p.147-151.

RAIJ, B. et al. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agronômico, 1996.

RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W.; GUILHERME, L.R.G.; DYNIA, J.F. Acúmulo de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolo Vermelho adubado com fontes de lodo de esgoto e cultivado com milho. Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 28, n.1, p.15-23, 2004.

RIBEIRINHO, V. S.; MELO, W. J.; SILVA, D. H. ; FIGUEIREDO, L. A.; MELO, G. M. P. . Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. Pesquisa Agropecuária Tropical (Online), v. 42, p. 166-173, 2012.

ROCHA, G.N.; GONÇALVES, J.L.M.; MOURA, I.M. Mudanças na fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de Eucalyptus grandis fertilizado com biossólido. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.28, p.623-639, 2004.

SANTOS, H.F. Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgotos em solos agrícolas. Revista DAE, São Paulo, v. 32, n.122, p.31-48, 1979.

SANTOS, L.M.; SIMÕES, M.L.; SILVA, W.T.L.; MILORI, D.M.B.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J.; MARTIN-NETO, L. Caracterização química e espectroscópica de solos irrigados com efluente de esgoto tratado. Eclética Química, São Paulo, v.34, n.1, p. 39-44, 2009.

SILVA, P.H.; POGGIANI, F.; GONÇALVES, J.L.M.; STAPE, J.L. Volume de madeira e concentração foliar de nutrientes em parcelas experimentais de Eucalyptus grandis fertilizadas com lodos de esgoto úmido e seco. Revista Árvore, v.32, p.845-854, 2008.

SILVA, C.A.; RANGEL, O.J.P.; DYNIA, J.F.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C.V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.30, p.353-364, 2006.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. & SHARMA, R.D. Alternativa agronômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. I — Efeito na produção de milho e adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. R. Bras. Ci. Solo, v. 26, p. 487-495, 2002.

SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLI, H.B.; PEXE, C.A.; MENDONÇA, E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.33, n.1, p.1-8, 1998.

SOARES, E.M.B.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O.; BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M.H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 43, n. 9, p. 1231-1240. 2008.

SCHNITZER, M. Soil organic matter - The next 75 years. Soil Science, Baltimore, v. 151, n. 1, p. 41-58, 1991.

SCHMIDT, G.D.; ROBERTS, L.S. Foundations of parasitology. Saint Louis: Mosby, 1981. 795p.

SMITH, C.T.; CARNUS, J.M. Biosolids - planing and desing. In: The forest alternative. Principles and practice of residuals use. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE USE OF RESIDUALS AS SOIL AMENDMENTS IN FOREST ECOSYSTEMS, 1997, Seattle. Proceedings Seattle: University of Washington, p. 45-52, 1997.

SOUZA, C.A.; LEMAINSKI, J.; SILVA, J.E.; MAZZOTTI, H.A. Sobrevivência de ovos de helmintos na reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Distrito Federal. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SAVANA TROPICAL, 2., 2008, Anais... Disponível em: http://www.cpac.embrapa.br/publicacoes/simposio/9/31. Acesso em 26/08/2013.

TAYLOR, R.W.; XIU, H.; MEHADI A.A.; SHUFORD, J.W.; TADESSE, W. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sludge-amended soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, New York, v.26, p.2193-2204, 1995.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C.; PEREIRA, J.T.; CASTRO, E.A.; COSTA, A.O.; HENNIG, L.; ANDREOLI, C. Organismos patogênicos presentes em lodo de esgoto a ser aplicado no solo e a resolução n°375 do CONAMA. In: COSCIONE, A.R.; NOGUEIRA, T.A.R.; PIRES, A.M.M. Uso agrícola de lodo de esgoto: avaliação após a resolução n °375 do CONAMA. Botucatu: FEPAF, 2010, p.83-111.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. Aspectos sanitários: agentes patogênicos: helmintos e protozoários. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções. Curitiba: SANEPAR, 1999. p.156-179.

TOMLIN, A.D.; PROTZ, R.; MARTIN, R.R.; McCABE, D.C. Relactionships amongst organic matter content, heavy metal concentrations, earthworm activity and soil microfabric on a sewage sludge disposal site. Geoderma, Amsterdam, v.57, p.89-103, 1993.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 40, n. 3, p. 261-269, mar. 2005.

TSUITIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Biossólidos na agricultura. (2 ed). São Paulo: ABES/SP, 2002, 468p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Title 40 CFR – Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. Federal Register, v.58, p.9387-9415, 1993.

VASCONCELLOS, P.C.; BRUNS, R.E.; MAGALHÃES, D. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos como traçadores da queima de cana-de-açucar: uma abordagem estatística. Química Nova. 30, 3, 577-581, 2007.

VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P.; BARRIOS, E.; JOFFRE, R.; REVERSAT, F. Evaluating soil quality in tropical agroecosystems of Colombia using NIRS. Soil Biology and Biochemistry, v.37, p. 889-898, 2006.

WEETMAN, G.F.; MCDONALD, M.A.; PRESCOTT, C.E.; KIMMINS, J.P. Responses of Western hernlock, Pacific silver fir and Western red cedar plantations on northen Vancouver Island to applications of sewage sludge and inorganic fertilizer. Canadian Journal Forest Research, v.23, p.1815-1820, 1993.

WILSON, S.C.; BURNETT, V.; WATERHOUSE, K.S.; JONES, K.S. Volatile Organic Compounds in Digested United Kingdom Sludges. Environmental Science & Technology. v.28, p.259-266, 1994.U.S.EPA. Standards for the use and disposal of sewage sludge. Washington: EPA, 1996. (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503).

Boxe Temático

Reciclagem Agrícola do Efluente de Esgoto Tratado pela Fossa Séptica Biodigestora

Wilson Tadeu Lopes da Silva

Os sistemas de tratamento de esgoto, além de gerarem lodo, também liberam a água tratada para o ambiente. Esta água, conhecida tecnicamente como efluente de esgoto tratado (EET), não possui as mesmas propriedades de uma água de uma fonte natural, pois geralmente possui uma quantidade de sais dissolvidos maior, bem como, maior quantidade de alguns macronutrientes para plantas como nitrogênio (geralmente na forma amoniacal, orgânica ou nitrato), fósforo e potássio.

A Fossa Séptica Biodigestora (Figura 1) é um sistema anaeróbio contínuo de tratamento de esgoto desenvolvido na Embrapa Instrumentação. Trata-se de um biodigestor, cuja configuração básica é composta por duas câmaras de fermentação de 1000L cada e uma terceira câmara de armazenamento do efluente tratado, também de 1000L. O sistema é inoculado com esterco bovino fresco, que possui microrganismos que melhoram a eficiência do sistema. O esgoto bruto proveniente do vaso sanitário, descrito tecnicamente como “água negra”, é transferido para o sistema de fermentação, onde permanecerá por um período mínimo de 20 dias. O efluente tratado é então armazenado na última câmara para futuro uso agrícola.

Apesar de possuir um potencial de contaminação microbiana importante, a água negra pode ser tratada de maneira relativamente simples em um biodigestor anaeróbio, sendo rica em matéria orgânica e micronutrientes (NOVAES et al., 2006). O restante do esgoto da residência (pias, lavanderias e chuveiros) é separado, pois os sabões presentes neste efluente podem interferir no processo de biodigestão anaeróbia (DA SILVA et al., 2012b). O EET pela Fossa Séptica Biodigestora possui características gerais interessantes, como boa quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio (500 mg L^{-1}, 50 mg L^{-1} e 100 mg L^{-1}, respectivamente), um valor de pH em torno de 8, portanto ligeiramente alcalino e aproximadamente 250 mg de matéria orgânica dissolvida, além da presença de micronutrientes como Mg, Ca,

Cu, Zn, entre outros. A Demanda Bioquímica (DBO) do EET está em torno de 150-200 mg L^{-1}. O efluente também possui uma condutividade elétrica na ordem de 2 a 3 mS cm^{-1}, o que confere uma ligeira salinidade. Assim, algumas características do EET pela Fossa Séptica Biodigestora o inviabilizam para descarte direto em curso d´água sem depuração complementar (CONAMA, 2011). Neste caso, a melhor solução é a disposição no solo, que fará a depuração final do efluente, evitando desta forma que este seja descartado diretamente em um curso d´água (HAIG, 2011).

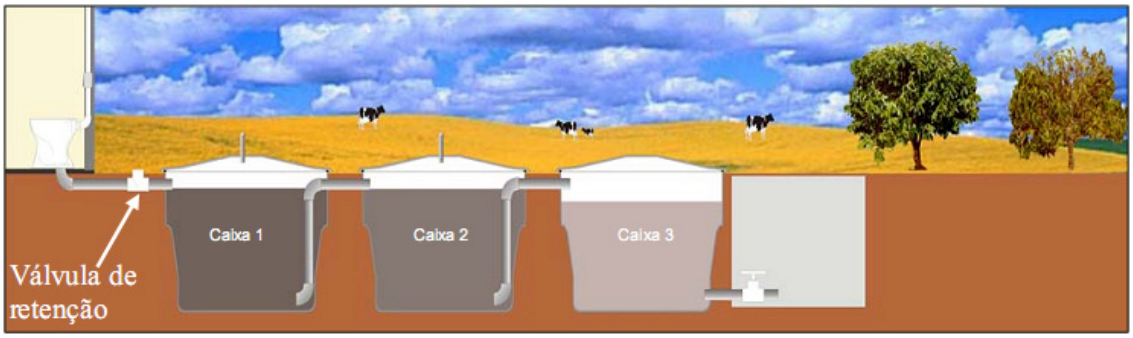


Figura 1. Esquema do sistema de Fossa Séptica Biodigestora

FONTE: Adaptado de Faustino (2007)

ARTE: Valentim Monzane

A possibilidade do uso de EET na agricultura apresenta a grande vantagem da reciclagem de nutrientes e água contidos, maximizando o uso deste bem natural e também evitando que os sais presentes e a matéria orgânica dissolvida seja descartada diretamente em um curso d´água. Entretanto, a segurança sanitária, ambiental e laboral no uso do EET devem ser considerados nesta atividade.

Não existe legislação ou norma no Brasil que trate do uso de EET na agricultura. O mais importante documento brasileiro que trata da reciclagem agrícola do EET, foi elaborado pelo Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB), cujos objetivos principais visavam não só melhorias nos sistemas de coleta, tratamento e disposição de resíduos sólidos e esgoto, mas também propostas sobre como reciclar estes resíduos. Um dos documentos apresentados discute justamente a reciclagem do EET para fins agrícolas (FLORÊNCIO et al., 2006), sendo utilizado como referência nos trabalhos de reciclagem agrícola deste líquido e, mais notadamente, no uso do

efluente tratado pela Fossa Séptica Biodigestora, sendo o uso limitado pelas seguintes recomendações (DA SILVA et al., 2014):

1. Devido às suas características de salinidade, EET pela Fossa Séptica Biodigestora não deve ser utilizado como água de irrigação, mas sim como fertilizante,

2. O uso deve ocorrer de maneira dosada, respeitando a necessidade da cultura, geralmente pela quantidade de nitrogênio, elemento nutritivo presente em maior quantidade,

3. O EET não deve ser a única fonte de água para a cultura,

4. O uso do efluente tratado como fertilizante deve ocorrer somente no solo,

5. Não usar o efluente tratado em fertilização folear,

6. Não usar sistema de aspersão na irrigação, para evitar a dissipação de aerossóis,

7. Não utilizar o efluente tratado em hortaliças ou outras culturas que sejam ingeridas cruas,

8. Não usar o efluente em áreas de preservação permanente,

9. O manuseio do efluente deve ocorrer com o uso de luvas, calças e calçados fechados.

A dosagem recomendada de uso do EET pela Fossa Séptica Biodigestora dependerá de alguns aspectos, como a necessidade nutricional da cultura, a fertilidade do solo, o período vegetativo da cultura, entre outros.

O uso do efluente tratado, no médio e longo prazo, irá beneficiar a fertilidade do solo segundo diversos critérios. O primeiro efeito está relacionado à acidez. Como o efluente possui característica ligeiramente alcalina (pH ~ 8,0), seu uso continuado tenderá a aumentar o valor do pH dos solos ácidos, muito comuns no Brasil e regiões de clima tropical. Geralmente, o pH se estabiliza em valores próximos de 6, dependendo das características do solo e da taxa de aplicação (FAUSTINO, 2007). Assim, o uso do EET pela Fossa Séptica Biodigestora possibilita dois efeitos importantes, a correção da acidez do solo e a maior absorção de fósforo pela planta, devido justamente à esta correção (MELO et al., 2009).

O efluente tratado possui aproximadamente 250 mg L-1 de matéria orgânica (MO), que confere a cor amarronzada do líquido e que possui propriedades interessantes como condicionadora de solo. Esta MOS não pode ser considerada húmus, pois ainda se encontra em processo de estabilização química e microbiana. A MO vem acompanhada de elementos nutritivos metálicos, bem como fósforo e nitrogênio, que serão liberados lentamente ao solo, tornando-os assim disponíveis para as plantas. O material orgânico que não for degradado será então incorporado ao húmus do solo (MARTIN-NETO et al., 2009).

O mais importante papel fertilizante do EET pela Fossa Séptica Biodigestora é devido aos nutrientes contidos no líquido. Além de Nitrogênio, Fósforo e Potássio, o líquido tratado apresenta também uma série de micronutrientes como cobre, manganês, magnésio, zinco, etc., conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1.
Composição média de elementos nutrientes e sódio presentes no efluente

ELEMENTO	CONCENTRAÇÃO
N / mg L^{-1}	536,0 ± 148,0
P / mg L^{-1}	50,1 ± 2,5
K / mg L^{-1}	123,0 ± 5,0
Ca / mg L^{-1}	28,5 ± 1,6
Mg / mg L^{-1}	10,6 ± 0,4
Fe / μg L^{-1}	466,0 ± 106,0
Mn / μg L^{-1}	77,0 ± 3,0
Zn / μg L^{-1}	190,0 ± 23,0
Cu / μg L^{-1}	70,0 ± 13,0
Na / mg L^{-1}	231,0 ± 12,0

FONTE: Adaptado de Faustino, 2007

Com a aplicação controlada do EET, ocorrerá o aumento da fertilidade do solo, sendo este efeito mais visível quanto mais empobrecido for o solo. Solos com características mais arenosas ou de textura média (baixa capacidade natural de retenção de nutrientes), tenderão a fornecer respostas mais rápidas ao uso do efluente tratado, entretanto, da mesma forma, perderão com facilidade os nutrientes incorporados, seja por lixiviação pela água da chuva ou mesmo pelo excesso de aplicação do líquido. Solos com características argilosas tenderão a oferecer respostas mais

lentas e duradouras. A Figura 2 mostra o aspecto visual de bananeira fertilizada ou não, exclusivamente com o efluente tratado pela fossa séptica biodigestora.



Figura 2. Comparação visual de uma planta fertilizada com o EET da Fossa Séptica Biodigestora (esquerda) com uma não fertilizada (direita). As plantas possuem a mesma idade. A planta fertilizada recebeu uma dose de 50 L de efluente tratado a cada mês e a não fertilizada a mesma quantidade em água.

FOTO: W. T. L. da Silva

Entretanto, deve ser considerada a dose de aplicação para evitar contaminação. Em solos arenosos, um grande volume de aplicação pode acarretar em lixiviação do excesso de líquido para camadas mais profundas do solo, podendo levar a um arraste de nutrientes para o lençol freático. Solos mais argilosos, por outro lado, com a aplicação de excesso de efluente podem sofrer um acúmulo de sais. A salinização de solos também pode ocorrer sem aplicação de EET, principalmente quando do manejo inadequado da irrigação ou de fertilizantes, comprometendo a produtividade. Entretanto, o uso controlado e dosado do efluente tratado pela Fossa Séptica Biodigestora tem levado a

uma série de benefícios de fertilidade e produtividade, sendo um insumo de grande utilidade, principalmente para os pequenos produtores rurais.



Capítulo 22

Fertirrigação

Maria Diva Landgraf

1. RESUMO

Esse capítulo aborda os processos de fertirrigação e hidropônico e as técnicas de cultivo. Mostra também quais as condições necessárias para as instalações de estufas hidropônicas, bem como a estrutura destas. Dada a sua importância primordial, aqui são citados os processos de produção e manejo da solução nutritiva, a qual tem na hidroponia, papel semelhante ao exercido pelo solo nos cultivos tradicionais. Além dos fatores anteriormente comentados, faz-se alusão ao controle de pragas e doenças que podem vir a atingir as plantas durante o processo de cultivo hidropônico, assim como as medidas de prevenção e controle. São fornecidas explicações em relação à produção de mudas e exigências de cultivo. Embora não haja legislação específica, são citadas ainda, algumas legislações vigentes referentes à agricultura, que se mostram importantes à hidroponia.

2. INTRODUÇÃO GERAL

Pero Vaz de Caminha envia a primeira carta ao rei de Portugal imediatamente após a descoberta do Brasil. *"... a terra em si é de muito bons ares, assim frios e temperados, como os de Entre-Douro-e-Minho, porque neste tempo de agora os achávamos como os de lá. Águas são muitas, infindas. E em tal maneira é graciosa que, querendo-o aproveitar, dar-se-á nela tudo, por bem das águas que tem..."* além de muitas outras, era uma das frases escritas por Caminha. Elas denotavam a euforia do descobrimento de uma terra de futuro, ardente, virgem, prontinha para o desabrochar de uma nova civilização, imaginada plantando um novo e imenso continente. E sua célebre frase se perpetuou por quinhentos anos.

Hoje, para nós, brasileiros, a verdade é mais cautelosa, e o Brasil, conta com poucas áreas livres de limitações para atividades agrícolas de plantio. Segundo o IBGE (2011), as áreas livres de limitações para a atividade agrícola perfazem em torno de 2,7% da área do país. Essas áreas totalizam 27,83% da área brasileira e concentram-se na Região Sudeste.

Ainda nesse panorama, de acordo com o World Resources Institute (WRI, 2000), nos dias atuais quase metade da população mundial enfrenta problemas de escassez de água, sobretudo no que se refere à disponibilidade de águas superficiais. O Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2004) alerta que as previsões para os próximos anos não são nada favoráveis nem, tampouco, otimistas. Segundo Hespanhol (2003), no Brasil 70% da água consumida é destinado à agricultura, o que permite concluir que a falta deste recurso passa a ser um fator limitante à produção agrícola.

Nas últimas décadas, o aumento de produtividade na agricultura moderna tem sido acompanhado, muitas vezes, pela degradação ambiental (poluição por pesticidas, erosão e salinização dos solos), problemas sociais (concentração de terras, recursos e produção, mudança no padrão de migração rural/urbana) e pelo uso excessivo dos recursos naturais. A produção agrícola moderna tornou-se altamente complexa, com ganhos de produção dependente de um manejo intensivo e de uma disponibilidade ininterrupta de energia e recursos suplementares. O setor agrícola brasileiro possui possibilidades de ampliar a produção existente. Para tanto, deve-se considerar as áreas em que pode haver expansão da fronteira agrícola, bem como o incremento daquelas subexploradas. Fatores que limitam essa expansão vão desde o surgimento de pragas em virtude das monoculturas, infraestruturais, os problemas ambientais gerados por práticas como o desmatamento, etc.

A escassez de recursos hídricos nas regiões áridas e semiáridas envolvem aspectos quantitativos e qualitativos, principalmente no que diz respeito à presença de sais nestes recursos, causando restrições de uso para o consumo humano, animal e irrigação (Medeiros et al., 2003). Esta escassez afeta diretamente a produção agrícola e pecuária, essencialmente no que diz respeito à produção e disponibilidade de grãos para consumo humano e de forragem para consumo animal.

Na agricultura moderna, várias alternativas têm sendo utilizadas para promover o cultivo fora de época, diminuir custos e aumentar a produtividade. Dentre essas tecnologias o cultivo protegido que, juntamente com as novas tecnologias aplicadas à área de irrigação, como a aplicação localizada, fertirrigação e, mais recentemente, a hidroponia, tem propiciado bons resultados. (Factor, et al., 2008).

A fertirrigação é uma aplicação combinada de água e nutrientes para a cultura, um mix de fertilização e irrigação. Pode ser adaptada para todos os tipos de culturas, mas é mais comum nas culturas de alto valor agregado, como frutas, vegetais e flores, ao contrário daquelas que se utiliza de grandes áreas. A aplicação de nutrientes via Fertirrigação e Hidroponia é feita através da água. Na fertirrigação é feita a adubação de base via solo, principalmente NPK, e os outros nutrientes, como cálcio, são disponibilizados através da água de irrigação. Já na hidroponia, todos os nutrientes são disponibilizados via água através da solução de circulação, variando suas concentrações conforme a fase de desenvolvimento da planta. Ambos os sistemas permitem que o agricultor controle a disponibilidade de nutrientes às plantas com precisão, permitindo que o produtor rural disponibilize o volume e a quantidade exata de nutrientes na zona radicular das plantas. Assim, as plantas absorvem água e nutrientes na quantidade necessária em cada fase de crescimento e durante todo o desenvolvimento da cultura até a colheita.

3. FERTIRRIGAÇÃO

A fertirrigação vem sendo utilizada em todo o país, e em algumas regiões e culturas seu uso tem sido mais freqüente. A região nordeste tem notável destaque no uso da fertirrigação, uma vez que seus pólos de irrigação responsáveis por expressiva produção de frutas e hortícolas fazem uso de sistemas de irrigação localizada. A fertirrigação também tem a vantagem de poder se associada à agricultura orgânica.

A agricultura orgânica é uma técnica que vem se expandindo e buscando aumentar sua eficiência desenvolvendo tecnologias com o respaldo da pesquisa científica. Uma delas é o uso de biofertilizantes visando

melhorias na nutrição e qualidade dos produtos, além de oferecer proteção às culturas contra o ataque de pragas e doenças (Tratch & Bettiol, 1997; Lüdke, et. al, 2009). O uso de biofertilizantes tem sido recomendado em agricultura orgânica como forma de manter o equilíbrio nutricional de plantas e torná-las menos predispostas à ocorrência de pragas e patógenos (MAPA, 2009; Pinheiro e Barreto, 1996; Penteado, 1999; Bettiol, 2001; Santos, 2001). As principais causas da inibição do desenvolvimento de patógenos pelos biofertilizantes seria o efeito fungistático e bacteriostático, principalmente pela presença da bactéria, Bacillus subtilis (originária do rúmen de bovinos), que sintetiza substâncias antibióticas, aliado a diversos nutrientes, vitaminas e aminoácidos (Pinheiro e Barreto, 1996; Bettiol, 2001; Santos, 2001). A ação dos biofertilizantes sobre os insetos é de natureza repelente, devido a substâncias voláteis, como álcoois, fenóis e ésteres, equilíbrio nutricional das plantas e/ou efeito mecânico por adesividade e desidratação (Santos, 2001).

Esses fertilizantes líquidos apresentam efeitos positivos na produção de várias espécies, sendo usados por meio de pulverização foliar ou juntamente com a água de irrigação, em fertirrigação (Souza & Resende, 2006). A aplicação de pequenas quantidades de nutrientes junto com a água de irrigação durante todo o ciclo da cultura pode trazer benefícios ambientais, diminuindo perdas por lixiviação, volatilização e percolação com maior aproveitamento dos nutrientes e consequentes aumentos na eficiência produtiva da cultura.

4. VANTAGENS DA FERTIRRIGAÇÃO

- Melhor aproveitamento do equipamento de irrigação com maior rentabilidade;
- Aplicação dos nutrientes no momento certo e na quantidade exata requerida pelas plantas;
- Menor necessidade de mão-de-obra para a aplicação;
- Menor compactação do solo com redução de tráfego de máquinas na área;
- Redução na incidência e propagação de pragas e doenças;
- Facilidade na aplicação de micronutrientes;
- Possibilidade de uso em diferentes sistemas de irrigação;

- Aumento de produtividade e qualidade comercial dos produtos;

- Boa uniformidade de distribuição dos fertilizantes no solo,

- Boa uniformidade de distribuição de água pelo sistema de irrigação.

5. LIMITAÇÕES DA FERTIRRIGAÇÃO

- Exigência de conhecimentos técnicos dos fertilizantes e dos cálculos das dosagens;

- Exigência de pessoal treinado para o manuseio dos fertilizantes e injetores;

- Ocorrência de danos ambientais com a contaminação de fontes de água;

- Possibilidade de ocorrência de problemas de corrosão dos equipamentos de irrigação;

- Possibilidade de ocorrência de toxicidade e queima das folhagens das plantas;

- Custo inicial do sistema de irrigação elevado;

6. USO DE ÁGUA DE REUSO NA FERTIRRIGAÇÃO

Com o incentivo governamental no tratamento dos efluentes domésticos, várias estações de tratamento estão sendo instaladas no país. A água tratada, em função de suas características pode ser utilizada na irrigação e também fertirrigação. São vários os benefícios da água de reuso provenientes de tratamento de esgotos na agricultura, podendo-se mencionar a possibilidade de substituição parcial de fertilizantes químicos, com diminuição do impacto ambiental, em função da redução da contaminação de curso d'água; aumento na produção; economia da quantidade de água direcionada para a irrigação, que pode ser utilizada para o abastecimento público (Bernardi, 2003). Segundo Brega Filho & Mancuso (2002), a prática de reuso de água na agricultura, além de garantir a recarga do lençol freático, serve para fertirrigação de diversas culturas. A utilização de água proveniente de reuso deve ser direcionada para a

irrigação de plantas não comestíveis (silvicultura, pastagens, fibras e sementes), porém para plantas comestíveis essas águas necessitam de um nível maior de qualidade, principalmente em relação às questões sanitárias. Nesse sentido, o sistema de irrigação por gotejamento, minimiza o problema em relação à aspersão. No que se referem aos patógenos, vetores de doenças ao ser humano, é preciso destacar que o solo atua como redutor do período de sobrevivência dos mesmos (Bernardi, 2003). Em se tratando de esgoto doméstico, a água de reuso não deve apresentar problemas com metais pesados, diferente do que ocorre com esgoto industrial.

No Brasil, a aplicação da água de reuso de esgoto na agricultura é ainda incipiente, porém com tendência de aumento, principalmente à medida que se considerar a cobrança da água e a quantidade de nutrientes.

Apesar de não existir no Brasil uma legislação que trata especificamente do tema reuso da água na agricultura, a própria Legislação da Política Nacional de Recursos Hídricos cria condições jurídicas e econômicas para a alternativa do reuso de água de forma racional e de prevenção do meio ambiente.

7. RECOMENDAÇÃO DE APLICAÇÃO DE FERTILIZANTE PARA AGRICULTURA FERTIRRIGADA

Para a aplicação de fertilizante através da irrigação, é utilizado como padrão o método contido nos boletins de aplicação tradicional. No Brasil existem boletins com informações indicativas para fertirrigação onde há tabelas sugerindo quantidades de nutrientes a serem aplicadas ao longo do ciclo das culturas como: Sousa et al.(1999), para melão; Coelho et al. (2000), para Mangueira; Borges et al. 2002, para Bananeira; Trani et al. (2011), para Hortaliças entre outras. O cultivo de hortaliças no Estado de São Paulo representa 23,4% da produção brasileira da área plantada, com aproximadamente 139.000 ha cultivados anualmente. A produção anual atingiu 4,8 milhões de toneladas em 2007 (Camargo et al., 2009). Estima-se ainda que a população do Estado de São Paulo consuma 40% do total nacional, importando ainda de outros estados e países, parte das hortaliças aqui consumidas. A maior parte da produção é feita no campo (a céu aberto), e a adubação recebida provém dos fertilizantes sólidos aplicados durante o plantio e em cobertura, a exemplo de outras culturas. Recentemente, com a utilização da irrigação localizada, gotejamento e microaspersão, e o aumento da área com cultivo protegido, principalmente estufas plásticas, observou-se um crescimento substancial no uso da fertirrigação para hortaliças. A maior facilidade de acesso aos pontos de comercialização de fertilizantes altamente solúveis e a disponibilidade de assistência técnica especializada nas empresas privadas e instituições governamentais, também contribuem para atender a crescente demanda pelas

informações sobre fertirrigação, por parte dos produtores de hortaliças. A tabela 1 apresenta a solubilidade dos produtos recomendados para uso via fertirrigação.

Tabela 1.
Solubilidade dos produtos recomendados para uso via fertirrigação.

PRODUTO	CONTEÚDO DO NUTRIENTE / %						SOLUBILIDADE / g L^{-1} de H_20		
	N	P	P_2O5	K	K_2O	Outros	10°C	20°C	30°C
Uréia	46	-	-	-	-	-	450	510	570
Nitrato de Amônia	33,5	-	-	-	-	-	610	660	710
Sulfato de Amônio	20	-	-	-	-	-	420	430	440
Nitrato de Cálcio	15,5	-	-	-	-	26,5 CaO	950	1200	1500
Fosfato mono-Amônio	12	26,6	61	-	-	-	290	370	460
Fosfato mono-Potássio	-	22,6	52	28	34	-	180	230	290
Nitrato de Potássio	13	-	-	38	46	-	210	310	450
Muiti K + Mg	12	-	-	35,6	43	2 MgO	230	320	460
Multi K + NPK	12	0,9	2	36,5	44	-	210	330	480
Magisal (Mg-Nitrato)	10,8	-	-	-	-	15,8 MgO	2200	2400	2700
Sulfato de Potássio	-	-	-	41,5	50	-	80	100	110

FONTE: Adaptado de Montag e Scheneck, 1998

Quando se prepara uma solução de fertilizantes envolvendo mais de um tipo de fonte de nutrientes, deve-se verificar se são compatíveis, para evitar problemas de entupimentos das tubulações, e emissores. O cálcio, por exemplo, não pode ser injetado com um fertilizante que contém sulfato. Esses cuidados devem ser ainda maiores, quando a água usada na irrigação tem pH de neutro a alcalino, ou seja, quando as concentrações de Ca + Mg e de bicarbonatos são maiores que 50 e 150 ppm, respectivamente. O ácido fosfórico não pode ser injetado via água de irrigação que contenha mais que 50 ppm de cálcio e nitrato de cálcio e em água que contenha mais de 5,0 meq.L-1 de HCO3-, pois poderá formar precipitados de fosfato de cálcio. A tabela 2 apresenta a compatibilidade entre os fertilizantes empregados na fertirrigação.

Tabela 2.
Compatibilidade entre os fertilizantes empregados na fertirrigação.

FERTILIZANTE	COMPATIBILIDADE ENTRE OS FERTILIZANTES EMPREGADOS NA FERTIRRIGAÇÃO.												
	UR	**NA**	**SA**	**NC**	**NK**	**CK**	**SK**	**FA**	**MS**	**MQ**	**SM**	**AF**	**AS**	**AN**
Uréia / **UR**		C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Nitrato de Amônio / **NA**			C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Sulfato de Amônio / **SA**				I	C	C	S	C	C	C	C	C	C	C
Nitrato de Cálcio / **NC**					C	C	I	I	I	S	I	I	I	C
Nitrato de Potássio / **NK**						C	C	C	C	C	C	C	C	C
Cloreto de Potássio / **CK**							S	C	C	C	C	C	C	C
Sulfato de Potássio / **SK**								C	S	C	S	C	S	C
Fosfatos de Amônio: MAP e DAP / **FA**									I	S	I	C	C	C
Fe, Zn, Cu, Mn,Sulfato / **MS**										C	C	I	C	C
Fe,Zn,Cu, Mn, Quelato / **MQ**											C	S	C	I
Sulfato de Magnésio / **SM**												C	C	C
Ácido fosfórico / **AF**													C	C
Ácido sulfúrico / **AS**														C
Ácido nítrico / **AN**														

C = compatível; R = solubilidade reduzida; I = incompatível.

FONTE: Villas Bôas et al (1999)

8. FONTES DE FERTILIZANTES

As fontes de fertilizantes mais solúveis devem ser preferidas por exercerem uma ação mais rápida no desenvolvimento da planta. Fontes que contenham enxofre devem ser sempre utilizadas. A disponibilidade no mercado e o custo do fertilizante são fatores que devem ser considerados na escolha do produto:

- Fontes de N: esterco de gado (0,5% N), esterco de aves (2% N), torta de cacau (3% N), torta de mamona (5% N), uréia (44% N), sulfato de amônio (20% N), nitrato de cálcio (15,5% N), nitrato de amônio (32% N), fosfato diamônico-DAP (16% N), fosfato monoamônico-MAP (9% N), nitrato de potássio (13% N). A uréia pode ser empregada, principalmente em meio ácido; solubilidade em água a 25°C-1,2 Kg/l de água.

- Fontes de P: superfosfato simples (18% P_2O_5), superfosfato triplo (41 % P_2O_5), DAP (45% P_2O_5), MAP (48% P_2O_5), termofosfato de magnésio (17% P_2O_5). O ácido fosfórico (52% P_2O_5 e 4% gesso) pode ser usado no preparo de adubação líquida.

- Fontes de K: cloreto de potássio KCl (58% K_2O), sulfato de potássio (48% K_2O), nitrato de potássio (48% K_2O), sulfato duplo de potássio e magnésio (18% K_2O). O KCl é a fonte mais comum e econômica existente no mercado para o preparo de soluções fertilizantes. No entanto, fertilizantes especiais podem ser preparados a partir do sulfato de potássio (solubilidade - 510 g.L-1 de água) ou do sulfato duplo de potássio e magnésio (solubilidade - 215 g.L-1 de água).

- Fontes de S: sulfato de amônia (23% S), superfosfato simples (11 % S), sulfato de potássio (16% S), sulfato duplo de potássio e magnésio (23% S), sulfato de magnésio (13% S), S elementar (95% S), sulfato de cálcio - gesso (13% S).

- Fontes de Ca: calcários, superfosfato simples (19% Ca), termofosfato magnésio (19% Ca), fosfatos parcialmente acidulados, sulfato de cálcio (16% Ca).

- Fontes de Mg: calcários, sulfato de magnésio (9% Mg), sulfato duplo de potássio e magnésio (4,5% Mg), termofosfato magnésio (7% Mg).

- Fontes de B: ácido bórico (17% B), bórax (11% B), FTE BR12 (2,17% B).

- Fonte de Cu: sulfato de cobre (13% de Cu), FTE BR12 (0,8% Cu).

- Fonte de Mn: sulfato de manganês (25% de Mn), óxido de manganês (41 % Mn), FTE BR 12 (3,48% Mn).

- Fontes de Zn: sulfato de zinco (20% de Zn), óxido de zinco (50% Zn), FTE BR 12 (9,24%).

Cada um dos macronutrientes e dos micronutrientes exerce pelo menos uma função dentro do ser vegetal e a sua deficiência ou excesso provoca sintomas de carência, ou de toxidez, característicos, (Teixeira, 1996). A tabela 3 mostra as funções de cada nutriente para as planta.

Tabela 03.
Funções de cada nutriente para as planta.

NUTRIENTE	FUNÇÃO
Nitrogênio	Participa das proteínas, ácidos nucleicos e das clorofilas; é ligado à formação de folhas.
Fósforo	Participa dos nucleotídeos, ácidos nucléicos e de membranas vegetais. Interfere no metabolismo das plantas como fonte de energia. É importante para o enraizamento, floração e frutificação.
Potássio	Ativador enzimático atua na fotossíntese (formação de açúcares). Translocação de açúcares nas plantas influencia na economia de água e na resistência ao acamamento, a pragas, a doenças, ao frio e à seca.
Cálcio	Constituinte da parede celular, ajuda na divisão celular, atua como ativador enzimático.
Magnésio	Integra a molécula da clorofila, é ativador enzimático e aumenta a absorção de Fósforo.
Enxofre	Constituinte das proteínas e clorofila, de vitaminas e óleos essenciais, importante para fixação de Nitrogênio.
Boro	Participa do processo de síntese do ácido indolacético (hormônio vegetal), dos ácidos pécticos (parede celular), dos ácidos ribonucleicos, das proteínas e do transporte de açúcar nas plantas.
Cloro	Participa do processo fotossintético.
Cobre	É ativador enzimático; influencia na respiração, na fotossíntese e no processo de fixação nitrogenada.
Ferro	Ativador enzimático; importante na síntese da clorofila e dos citocromos, influencia a respiração, fotossíntese e fixação do Nitrogênio.
Manganês	Ativador enzimático e participa da fotossíntese e da respiração (como ativador enzimático).
Níquel	Ativador da encima urease (que faz a hidrólise da uréia nas plantas).
Molibdênio	Influencia no processo da redução de Nitrato no interior das plantas e da fixação do Nitrogênio por leguminosas.
Zinco	Ativador enzimático, síntese do ácido indolacético.

9. FERTIRRIGAÇÃO COM FERTILIZANTES ORGÂNICOS

A aplicação do fertilizante orgânico na forma solida tem a desvantagem do longo período para decomposição e mineralização da matéria orgânica, Faria et al. (1994). A fertirrigação por gotejamento apresenta-se como a forma de aplicação de fertilizantes que mais se aproxima do fornecimento de nutrientes ao ritmo de absorção de água e nutrientes pelas plantas (Goto et al., 2001). Para Oliveira et al. (2008) esta técnica, se utilizada corretamente contribui para o aumento da produtividade das culturas, reduzindo as perdas de nutrientes por lixiviação e permite um

maior controle da concentração de nutrientes do solo, aumentando assim a eficiência do uso dos fertilizantes, isso porque oferece à planta o nutriente prontamente disponível na solução do solo para ser absorvido. A fertirrigação por gotejamento apresenta-se como a forma de aplicação de fertilizantes que mais se aproxima do fornecimento de nutrientes ao ritmo de absorção de água e nutrientes pelas plantas (Goto et al., 2001).

10. FERTILIZANTES ORGÂNICOS (BIOFERTILIZANTES)

Os biofertilizantes podem ter origens diversas. São produtos da fermentação orgânica, na presença de água. O efluente de um biodigestor é um exemplo de biofertilizante. As fontes orgânicas para produção dos biofertilizantes são selecionadas de modo a atingirem após a fermentação, determinada concentração de nutrientes. Para compor esse fertilizante podem ser misturados num tanque para posterior fermentação: torta de mamona, farinha de sangue, farinha de peixe, farinha de osso, farinha de osso calcinada, cinza de usina, casca de café, calcário de conchas, fubá, melaço, leite, fonte de microorganismos e alguns sais como o sulfato de zinco, de magnésio, bórax, molibdato de sódio e sulfato de cobalto. Esse material fica um determinado tempo fermentando, é filtrado e aplicado no solo através de gotejamento.

A composição química do biofertilizante varia conforme o método de preparo e o material do qual foi obtido. Os biofertilizantes possuem compostos bioativos, resultantes da biodigestão de compostos orgânicos de origem animal e vegetal. Em seu conteúdo são encontradas células vivas ou latentes de microrganismos de metabolismo aeróbico, anaeróbico e fermentação (bactérias, leveduras, algas e fungos filamentosos) e também metabólitos e quelatos organominerais em solutos aquoso. Segundo Santos e Akiba (1996), os metabólitos são compostos de proteínas, enzimas, antibióticos, vitaminas, toxinas, fenóis, ésteres e ácidos, inclusive de ação fitam-hormonais produzidos e liberados pelos microrganismos.

Entre os produtos orgânicos utilizados na fertirrigação estão aqueles a base de substâncias húmicas, os quais envolvem grupos funcionais chamados de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos. Segundo Maggioni et al. (1987) esses ácidos podem influenciar a absorção de nutrientes via efeito enzimático, através da atividade da ATPase dependente de K+ e Mg+2. Outros efeitos foram observados, como a mudança de permeabilidade da membrana plasmática e estímulo da atividade de muitas enzimas. Resultados favoráveis da utilização desses produtos foram obtidos por Duenhas (2004), o que contrapõe as observações de Chen & Aviad (1990). O papel dos ácidos húmicos na sustentação da vida

no planeta origina-se de sua importância na bioquímica do carbono orgânico e relação com a emissão de CO2 atmosférico, no destino de poluentes e no crescimento vegetal (Piccolo et al. 2004 e Pinto, et al. 2008).

Trabalhos científicos sobre a resposta de cultivos agrícolas à aplicação de substâncias húmicas são escassos, e relatos de companhias comercias sobre os benefícios dos vários produtos existentes no mercado, frequentemente suprimem análises estatísticas e devem, portanto, ser interpretados com reservas.

11. PREPARO DO BIOFERTILIZANTE

Não existe uma fórmula padrão para a produção de biofertilizantes. Receitas variadas vêm sendo testadas, utilizando-se componentes minerais para o enriquecimento do meio de cultivo.

O biofertilizante pode ser preparado, através da mistura de esterco bovino seco (homogeneizado e peneirado) e água, sendo que para cada 1000 L de biofertilizante é utilizado 200 kg de esterco; 0,15 kg de Compost-Aid® (microrganismos para acelerar a decomposição: Lactobacillus plantarum 1,5 x 106, Bacillus subtilis 1,5 x 106, Streptococcus faecium 1,5 x 106); 0,13 L de Soil-Set® (Cobre 2,5%, Ferro 2,0%, Manganês 1,0%, Zinco 4,0%) e 10 kg de melaço (fonte energética para os microrganismos). Essa mistura deve ser fermentada a céu aberto por cerca de sete dias, sob homogeinização diária.

12. HIDROPONIA

A hidroponia é a técnica de cultivar plantas sem solo, onde as raízes recebem uma solução nutritiva balanceada que contém água e todos os nutrientes essenciais ao desenvolvimento da planta. Essa técnica surge também como uma alternativa para atender tanto à demanda de produção quanto aos quesitos da produção em áreas agricolamente limitantes sem a introdução maciça de insumos, especialmente agrotóxicos. A utilização de sistemas hidropônicos (do grego Hydro = água e Ponos = trabalho) na produção agrícola tem crescido exponencialmente nas últimas décadas. O cultivo sem solo, do qual conceitualmente faz parte a hidroponia, tem precedentes longínquos tais como:

- Jardins Suspensos da Babilônia datando de 605-562 a.C.;

- Jardins Flutuantes da China descritos por Marcopolo – há 500-700 anos;

- Cultivos estabelecidos às margens do Rio Nilo no Egito – há 3000 anos.

A aplicação de nutrientes via Fertirrigação e Hidroponia é feita através da água. Na fertirrigação é feita a adubação de base via solo, principalmente NPK, e os outros nutrientes, como cálcio, são disponibilizados através da água de irrigação. Já na Hidroponia, todos os nutrientes são disponibilizados via água através da solução de circulação, variando suas concentrações conforme a fase de desenvolvimento da planta. Ambos os sistemas permitem que o agricultor controle a disponibilidade de nutrientes às plantas com precisão, permitindo que o produtor rural disponibilize o volume e a quantidade exata de nutrientes na zona radicular das plantas. Assim, as plantas absorvem água e nutrientes na quantidade necessária em cada fase de crescimento e durante todo o desenvolvimento da cultura até a colheita.

Os primeiros trabalhos com cultivo em água datam de 1650 com Van Helmont (Resh, 2002; Santos, 1998a). Em 1804, Nicholas Théodore Sanssure usou soluções nutritivas de concentração inicial conhecida, preparada a partir de vários sais dissolvidos em água destilada (Carmello, 1998). O grande impulso na hidroponia como atividade comercial vem com a publicação de “The Complete Guide to Soilless Gardening” por Willian F. Gericke da Universidade da Califórnia (USA) em 1936, inclusive instituindo a palavra “Hidroponia” (Carmello, 1998; Santos, 1998a; Faquin et al., 1996; Teixeira, 1996; Douglas, 1987). Depois disso, muitos trabalhos importantes foram realizados, destacando-se:

- A fórmula de solução de Dennis Robert Hoagland e Daniel I. Arnon em 1950, que tem servido como base para soluções nutritivas até os dias atuais;

- Os trabalhos de C. M. Johnson e colaboradores, que propuseram uma modificação na solução No 2 de Hoagland e Arnon, fazendo a relação de NH_4^+ e NO_3^- ser de 1:7, mantendo assim o pH próximo de cinco (Carmello, 1998);

- O grande marco no desenvolvimento da hidroponia econômica e comercialmente foi o conceito de NFT (Nutrient Film Technique), traduzido para o Português como Técnica de Fluxo Laminar de Nutrientes, por Allen Cooper em 1965 (Jones, 1983; Santos, 1998ª.

13. VANTAGENS E DESVANTAGENS DO SISTEMA HIDROPÔNICO

13.1. Vantagens

- Produção com melhor qualidade: pois as plantas crescem em um ambiente controlado, procurando atender as exigências da cultura e com isso o tamanho e a aparência de qualquer produto hidropônico são sempre iguais durante todo o ano;

- Trabalho mais leve e limpo: já que o cultivo é feito longe do solo e não são necessárias operações com máquinas;

- Menor quantidade de mão-de-obra;

- Não é necessária rotação de cultura: como a hidroponia se cultiva e meio limpo, pode-se explorar, sempre, a mesma espécie vegetal;

- Alta produtividade e colheita precoce: boas condições para seu desenvolvimento não ocorre competição por nutrientes e água e, além disso, as raízes nestas condições de cultivo não empregam demasiada energia para crescer antecipando o ponto de colheita e aumentando a produção;

- Menor uso de agrotóxicos: como não se emprega solo, os insetos e microorganismos de solo, os nematóides e as plantas daninhas não atacam, reduzindo a quantidade de defensivos utilizada;

- Mínimo desperdício de água e nutrientes: já que o aproveitamento dos insumos em questão é mais racional;

- Maior higienização e controle da produção: além do cultivo ser feito sem o uso de solo, produtos vendidos embalados, sem contato direto com mãos, caixas, veículos, etc;

- Melhor apresentação e identificação do produto para o consumo: na embalagem utilizada para acondicionamento dos produtos hidropônicos pode-se identificar a marca, cidade de origem, nome do produtor ou responsável técnico, características do produto, etc;

- Melhor possibilidade de colocação do produto no mercado: por ser um produto de melhor qualidade, aparência e maior tamanho, torna-se um produto diferenciado, podendo agregar à ele melhor preço e comercialização mais fácil;

- Maior tempo de prateleira: os produtos hidropônicos são colhidos com raiz, com isso duram mais na geladeira.

- Pode ser realizado em qualquer local: uma vez que seu cultivo independe da terra, pode ser implantado mais perto do mercado consumidor.

13.2. Desvantagens

- Os custos iniciais são elevados, devido a necessidade de terraplenagens, construção de estufas, mesas, bancadas, sistemas hidráulicos e elétricos. Dependência grande de energia elétrica. O negócio para ser lucrativo exige conhecimentos técnicos e de fisiologia vegetal. Em um sistema fechado, com uma população alta de plantas, poucos indivíduos doentes podem contaminar parte da produção. Exige rotinas regulares e periódicas de trabalho (Carmo Jr., 2003).

- O balanço inadequado da solução nutritiva e a sua posterior utilização podem causar sérios problemas às plantas. O meio de cultivo deve prover suporte às raízes e estruturas aéreas das plantas, reter boa umidade e, ainda, apresentar boa drenagem, ser totalmente inerte e facilmente disponível. Somente materiais inertes podem entrar em contato com as plantas (toxidez de Zn e de Cu poderão ocorrer, caso presentes nos recipientes). É essencial boa drenagem para não haver morte das raízes (Castellane e Araújo, 1995).

- Emprego de inseticidas e fungicidas: No início do emprego da hidroponia, para fins comerciais, se propagava que não ocorriam pragas e doenças no referido sistema de cultivo. Hoje, sabe-se, que se pode ter problemas na instalação hidropônica, embora em muito menor grau em comparação com o sistema convencional. Entretanto, a decisão quanto ao uso de inseticidas e fungicidas sempre é muito difícil. Deve-se, sempre, procurar alternativas menos agressivas à saúde e ao ambiente, evitando, ao máximo, o

uso de produtos químicos. Pois, caso contrário, o método perde um dos atrativos de comercialização (Teixeira, 1996).

- Os equipamentos necessários para trabalhar as culturas hidropônicas devem ser mais precisos e sofisticados que para o solo, portanto, mais caros de aquisição, instalação e manutenção. A falta de inércia dos sistemas hidropônicos torna-os vulneráveis perante qualquer falha ou erro de manejo. A figura 1 mostra a foto de uma hidroponia da alface e chicória.



Figura 1. Foto de uma hidroponia da alface e chicória.

FOTO: M. D. Landgraf

13.3. Hidroponia no Brasil

O mercado brasileiro começa a experimentar a hidroponia. O grande centro continua sendo a região Sul-Sudeste, mas capitais distantes como Porto Velho-RO estão repletas de produtos hidropônicos. Cidade como Marabá-PA em breve estará plenamente atendida de verduras hidropônicas. No geral a produção na água ainda é insignificante, mas passo a passo o brasileiro perceberá esta mudança na agricultura. No Brasil, o cultivo de hortaliças por hidroponia começou a substituir a técnica tradicional de forma lenta e gradual. No interior de São Paulo, muitos produtores que utilizam o cultivo com métodos convencionais para vender os produtos em natura utilizavam o recurso de higienização, o que requer mais custos. Contudo, a produção de folhas requer cuidados com pragas, doenças, higiene e o aspecto visual, o que o sistema hidropônico proporciona de forma mais prática, lucrativa e segura, além de garantir produtos de melhor qualidade em relação ao tradicional.

14. CASA DE VEGETAÇÃO OU ESTUFAS

As estufas são úteis ao cultivo de plantas, principalmente ao controle de calor, pois, apresentam teto e paredes de vidro ou plástico transparentes à luz visível. Esses materiais são também sensivelmente transparentes às radiações infravermelhas de menor comprimento de onda que, então penetram na estufa juntamente com a luz visível e outras radiações. Parte da energia dessas ondas é absorvida por tudo aquilo que existe no interior da estufa – plantas, terra, ar etc., o que provoca o aquecimento do ambiente. Os corpos do interior da estufa emitem então radiações infravermelhas de comprimento de onda maior, para as quais o vidro e o plástico são sensivelmente opacos. Ocorre, assim, retenção de energia térmica, e o interior da estufa se mantém aquecido mesmo que a temperatura esteja baixa fora dela (Biscuola & Maiali, 1996). Enquanto que as casa de vegetação segundo (CTNBio, 1997) é ma estrutura com paredes, teto e piso, projetada e usada, principalmente, para o crescimento de plantas em ambiente controlado e protegido. As paredes e o teto são geralmente construídos de material transparente ou translúcido para permitir a passagem de luz solar.

15. A TÉCNICA DO FILME NUTRIENTE (NFT)

Segundo Bernardes (1997), o sistema NFT é uma técnica de cultivo em água, no qual as plantas crescem tendo o seu sistema radicular dentro de um canal ou canaleta (paredes impermeáveis) através do qual circula uma solução nutritiva (água + nutrientes).

O pioneiro dessa técnica foi Allen Cooper, no Glasshouse Crop Research Institute, em Littlehampton (Inglaterra), em 1965. NFT é originário das palavras Nutrient Film Technique, que foi utilizado pelo Instituto inglês para determinar que a espessura do fluxo da solução nutritiva que passa através das raízes das plantas deve ser bastante pequena (laminar), de tal maneira que as raízes não ficassem totalmente submergidas, faltando-lhes o necessário oxigênio. Tradicionalmente, o Brasil vem utilizando para a montagem dos canais telhas de cimento amianto ou tubos de PVC, que são materiais tradicionais na construção civil brasileira, com acesso fácil e preços razoáveis. No sistema NFT não há necessidade de se colocar materiais dentro dos canais, como pedras, areia, vermiculia, argila expandida, palha de arroz queimada; dentro dos canais somente raízes e solução nutritiva.

O sistema NFT funciona da seguinte maneira: a solução nutritiva é armazenada em um reservatório, de onde é recalcada para a parte superior do leito de cultivo (bancada) passando pelos canais e recolhida, na parte inferior do leito, retornando ao tanque, conforme Figura 02 (Teixeira, 1996).

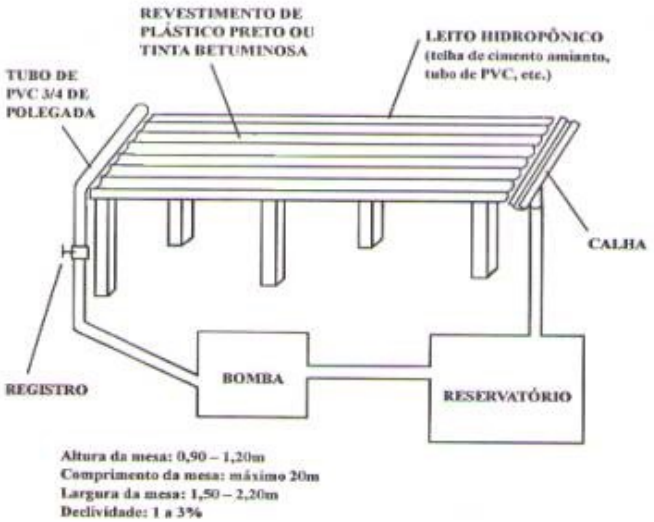


Figura 2. Sistema de bancada tipo NFT.

16. PERFIS E BANCADAS

As bancadas ou mesas de cultivo é onde são colocadas as mudas, ou seja, onde vai ocorrer o plantio propriamente dito. As plantas permaneceram nas bancadas até a sua colheita. São compostas de suportes de madeira ou outro material, os quais formam uma base de sustentação para os canais de cultivo, que podem ser de diversos tipos (Furlani et. al. (1999). As dimensões das bancadas normalmente obedecem a certos padrões, que podem variar de acordo com a espécie vegetal e com o tipo de canal utilizado. No que se refere à largura, a bancada deve ter: até 1,0 m de altura e 2,0 m de largura para mudas e plantas de ciclo curto (hortaliças de folhas) e até 0,2 m de altura e 1,0 m de largura para plantas de ciclo longo (hortaliças de frutos). Essas dimensões são suficientes para uma pessoa trabalhar de maneira confortável nos dois lados da mesa, facilitando-lhe as operações de transplante, os tratamentos fitossanitários, quando necessários, os tratos culturais, a colheita e a limpeza da mesa.

É necessária uma declividade de 2 a 4% no comprimento dos canais que conduzem a solução nutritiva. Além disso, é recomendável que o comprimento da bancada não ultrapasse 15 metros, quando se utilizar 1,0 litro/ minuto de solução nutritiva por canal, devido, principalmente, à possibilidade de escassez de oxigênio dissolvido na solução no final da banca. Quando a solução nutritiva apresenta baixos níveis de 02, pode ocorrer a morte dos meristemas radiculares, pequena ramificação das raízes e baixa absorção dos nutrientes, ocasionando um crescimento mais lento com redução de produção ao longo do tempo (Bernardes, 1997). A figura 3 - mostra o perfil de uma bancada do sistema hidropônico.

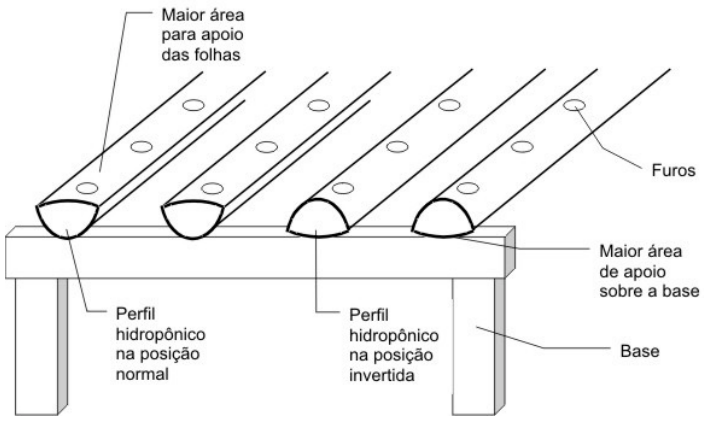


Figura 3. Perfil de uma bancada do sistema hidropônico NFT.

17. PLANTAS QUE PODEM SER CULTIVADAS PELO SISTEMA NFT

A Alface é a mais cultivada, mas pode-se encontrar nos sistemas de cultivo sem solo: rúcula, feijão-vagem, repolho, couve, salsa, coentro, melão, agrião, pepino, berinjela, pimentão, tomate, arroz, morango, forrageiras para alimentação animal, mudas de plantas frutíferas e florestais, plantas ornamentais, etc; teoricamente, qualquer planta pode ser cultivada no sistema.

18. ÁGUA E SOLUÇÃO NUTRITIVA

As soluções nutritivas fornecem os nutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas. Porém, para cada espécie e condições de cultivo existe uma solução nutritiva mais adequada, dependendo da exigência nutricional. Esta exigência refere-se às quantidades de nutrientes que uma cultura agrega da solução nutritiva para atender suas necessidades, crescer e produzir adequadamente. Alguns fatores devem ser observados em um cultivo hidropônico, como o suprimento do nitrogênio tanto na forma de amonio ($NH4+$) quanto de nitrato ($NO3-$), o fornecimento de ferro juntamente com compostos quelantes, a oxigenação, a manutenção do pH, volume e condutividade elétrica da solução.

A água e depois a solução nutritiva têm que ter características de pH e condutibilidade elétrica que estejam dentro daquelas indicadas por este tipo de cultivos. De maneira geral, teoricamente, o pH pode assumir valores compreendidos entre 0 e 14. Na pratica, os valores extremos são incompatíveis com a vida das plantas. Os valores ótimos de pH da solução nutritiva são compreendidos entre 5.5 e 6.5. A importância do pH na solução nutritiva está em manter na solução todos os elementos disponíveis à planta. Se o pH sobe acima de 6.5, certos nutrientes como o Fósforo, o Manganês e o Ferro começariam a precipitar, deixando então de estar disponível para a planta. Se o pH estiver abaixo 5.5 o Magnésio e o Cálcio não serão disponibilizados para plantas prejudicando o sistema radicular. Para medir o pH, utiliza-se um pHmetro.

A medida da condutibilidade elétrica permite de estabelecer a capacidade da solução nutritiva para conduzir a corrente elétrica. Como esta capacidade muda de acordo com o conteúdo dos sais minerais, a condutibilidade elétrica permite um estimado da concentração total dos nutrientes na solução. Quanto mais elevada é a condutibilidade elétrica, mais elevado é o conteúdo dos sais minerais. Para medir a condutibilidade elétrica, utiliza-se um condutímetro. O mesmo expressa a condutibilidade em dS/m. O nível no qual se deve manter este valor varia de acordo com o clima e o cultivo.

18.1. Elementos Essenciais

Diversos elementos químicos são indispensáveis para o crescimento e produção das plantas, num total de dezesseis elementos. Segundo Alberoni (1998), entre os elementos citados, existe uma divisão, conforme sua origem:

- Orgânicos: C, H, O

- Minerais:

Macronutrientes N, P, K, Ca, Mg, S

Micronutrientes: Mn, Fe, B, Zn, Cu, Mo, Cl.

Tabela 4.
Elementos essenciais às plantas

ELEMENTO	SÍMBOLO
Carbono	C
Hidrogênio	H
Oxigênio	O
Nitrogênio	N
Fósforo	P
Potássio	K
Enxofre	S
Cálcio	Ca
Magnésio	Mg
Manganês	Mn
Ferro	Fe
Zinco	Zn
Boro	B
Cobre	Cu
Molibdênio	Mo
Cloro	Cl

Essa divisão, entre macro e micro, leva em consideração a quantidade que a planta exige de cada nutriente para o seu ciclo. No Art. 6º (MAPA, 2009) dos produtos com macronutrientes secundários, micronutrientes ou ambos, este serão indicados na sua forma elementar, com as garantias expressas em percentagem mássica, quando se tratar de produto sólido, e em percentagem mássica e em massa/volume (gramas por litro), no caso de produto fluido, devendo a indicação da garantia em massa/volume ser feita entre parênteses, mantendo-se a mesma dimensão gráfica da garantia expressa em percentagem mássica, sendo que, para os produtos com macronutrientes secundários e/ou micronutrientes para aplicação no solo e para aplicação via foliar, fertirrigação e hidroponia, as garantias mínimas não poderão ser inferiores as suas indicações.

18.2. Preparo da Solução Nutritiva

No preparo da solução nutritiva existe uma sequencia correta de adição de sais. Segue, o passo a passo o preparo de uma solução nutritiva.

Os compostos são pesados individualmente, identificados e ordenados próximo ao reservatório onde será preparada a solução nutritiva. Esta operação deve ser cuidadosa, pois qualquer engano nesta etapa poderá comprometer todo o sistema.

Nas embalagens comerciais estão as misturas de macronutrientes, mas sem a fonte de cálcio. Os sais devem ser misturados a seco, o cálcio não deve ser misturado porque, pois ocorre a formação de compostos insolúveis com fosfatos e sulfatos.

A mistura de nutrientes deve ser dissolvida em um recipiente com água e depois jogada no reservatório. Ao coloca-la no reservatório ele já deverá estar cheio pela metade com água.

Os sais de cálcio devem ser dissolvidos separadamente e adicionados em seguida, depois vem a mistura de micronutrientes que poderá ser preparado em maior quantidade e armazenada.

A mistura de micronutrientes não contêm o ferro, basta medir a quantidade certa e jogar no tanque.

Após acrescentar os micronutrientes completa-se o nível da solução no reservatório e mistura-se bem.

A seguir deve-se fazer a medição do pH, que deverá ficar na faixa de 5,5 a 6,5. Se o pH estiver acima deve-se adicionar ácido sulfúrico ou ácido clorídrico para ajustá-lo. O ácido deve ser misturado com um pouco de água e depois ser colocado aos poucos no reservatório. Mistura-se bem e mede-se de novo o pH, faça isto até chegar ao valor certo. Se o pH estiver abaixo de 5,5 faz-se a correção com hidróxido de potássio ou hidróxido de sódio.

No final acrescenta o ferro, pois ele é pouco solúvel e deve ser colocado na forma complexada com EDTA para ficar dissolvido e disponível para as plantas. Quando é colocado puro ele precipita e as plantas não conseguem absorvê-lo.

18.3. pH da Solução Nutritiva

Durante o processo de absorção de nutrientes as raízes das plantas vão alterando o pH da solução nutritiva. Esse pH significa a acidez ou basicidade da solução nutritiva. As plantas têm o seu desenvolvimento máximo entre pH 5,5 a 6,5 e à medida que elas crescem elas alteram esse pH da solução nutritiva. Por essa razão diariamente após completar o volume da solução com água o pH da solução deve ser medido. Se estiver fora desta faixa de 5,5 a 6,5, ele deverá ser ajustado com ácido se estiver acima de 6,5 e, com base caso esteja abaixo de 5,5: isto é importante para que a planta tenha condições de absorver todos os nutrientes na quantidade que ela necessitar para o seu crescimento. O pH influencia na solubilidade dos nutrientes e conseqüentemente na disponibilidade dos mesmos para as plantas, Figura 4.

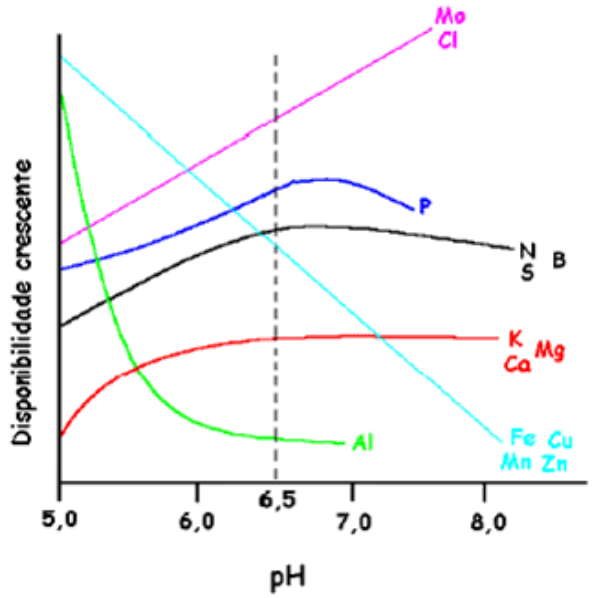


Figura 4. Relação entre o pH da solução e a disponibilidade de diversos nutrientes.

FONTE: Adaptado de Malavolta et al. (1989)

18.4. Condutividade Elétrica

À medida que as plantas crescem os nutrientes da solução vão sendo consumidos e esta solução vai se esgotando. Chega a um ponto que a solução não consegue mais fornecer os nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas. Nesse ponto a solução deve ser trocada. Um dos maiores problemas é saber quando esta troca deve ser realizada. É muito comum que se usem intervalos iguais entre trocas, o que não é correto, pois no início do desenvolvimento as plantas consomem muito menos que no final do seu desenvolvimento. Para contornar esta situação a maneira mais fácil e simples é usar um condutivímetro. Uma solução que contêm sais tem a capacidade de conduzir a corrente elétrica. Essa capacidade de condução da corrente elétrica é tanto maior quanto maior a concentração de sais dissolvidos na solução. Assim através da redução na condutividade elétrica é possível saber quando é necessário fazer a troca da solução nutritiva. Após a adição da última solução concentrada, acrescentar água até atingir o volume de 1.000 L. Tomar a medida da condutividade elétrica. O valor da condutividade elétrica (CE) da solução nutritiva do IAC situa-se ao redor de 2,0 mS ou 2.000 mS ou 1.280 ppm ou 20 CF (1 mS = 1.000 mS; 640 ppm = 1.000 mS; 1 CF = 100 mS). Pequena variação poderá ser encontrada em função da composição química da água usada para o seu preparo. No caso de se optar pelo uso de uma solução nutritiva com condutividade de 1,0 ou 1,5 mS ou 1.000 ou 1.500 mS (recomendado para o verão e para locais de clima quente – região Norte e Nordeste), basta

multiplicar por 0,50 ou 0,75 os valores das quantidades indicadas dos macronutrientes, mantendo em 100% os micronutrientes. É conveniente que o volume do depósito seja completado quantas vezes forem necessárias durante o dia para evitar elevação muito grande na concentração salina da solução nutritiva.

18.5. Regulador de tempo ou temporizador

A circulação da solução nutritiva é comandada por um sistema regulador de tempo, ou temporizador. Este equipamento permite que os tempos de irrigação e drenagem ocorram de acordo com a programação que se deseja. Existem no mercado desde temporizadores mecânicos com intervalos de 10 por 10 ou 15 por 15 ou 20 por 20 min, até temporizadores eletrônicos com intervalos variados de segundos a minutos. O tempo de irrigação varia muito entre os sistemas, bancadas, regiões, tipos de cobertura, variedade cultivada, época do ano e outros fatores, não havendo regra geral. Em locais quentes, durante o verão, o sistema deverá permanecer ligado ininterruptamente durante as horas mais quentes do dia, ao passo que no mesmo local, no inverno este manejo será diferente. Quando se usa a irrigação contínua durante o período mais quente do dia deve-se tomar cuidado para que haja aeração adequada da solução nutritiva para evitar deficiência de oxigênio no sistema radicular. Normalmente durante o período noturno o sistema pode permanecer desligado ou com duas a três irrigações de 10-15 min espaçadas de 4 a 5 h.

19. CONTROLE E PREVENÇÃO DE PRAGAS EM HIDROPONIAS

A nutrição correta das plantas è muito importante para garantir um bom desenvolvimento dos cultivos. Porem, o processo de crescimento pode ser alterado também por fatores externos, os patógenos, que podem interferir na qualidade e quantidade da produção. As maiores fontes de contaminação em cultivos hidropônicos são a terra (introduzida acidentalmente por ferramentas, sementes e mudas), o vento, os restos de vegetais, e o próprio homem.

É importante reconhecer quais são os parasitos que podem afetar os cultivos, pois nem todos os organismos que moram nas plantas são daninhos, alguns deles podem ser benéficos, se alimentando dos patógenos daninhos.

O numero de parasitos no cultivo hidropônico è menor considerando o cultivo tradicional, já que as plantas são desvinculadas de todos os fungos, bactérias e vírus provenientes do solo. Nos cultivos hidropônicos os

patógenos mais frequentes são os insetos, como borboletas que normalmente deixam os ovos nas folhas. Os pulgões são também encontrados nos cultivos hidropônicos. Por isso, a melhor forma de controle é a prevenção. As medidas de prevenção são simples, no entanto, e são trabalhosas; é importante que sejam feitas com grande rigor, pois apenas um pequeno descuido pode ser o suficiente para que as pragas e doenças atinjam e proliferem na sua hidroponia. Devido à dificuldade no controle dos patógenos e a não existência de produtos específicos para a hidroponia, é recomendado:

- Utilizar água de boa qualidade;
- Lavar as bancadas, canais e equipamentos com cloro ativo a 0,1%;
- Utilizar variedades resistentes, substratos inertes, sementes sadias e sementeiras isoladas do sistema de produção.

20. CONTROLE DE DOENÇAS

- As mudas devem ser inspecionadas e aquelas com suspeita de doenças devem ser rejeitadas, no momento de sua transferência para os canais de cultivo;
- Manusear as plantas com as ferramentas e mãos limpas;
- Lavar as mãos após manusear plantas doentes;
- Fazer a eliminação das lagas impedindo a incidência de luz sobre a solução nutritiva;
- Eliminar as plantas com sintomas de virose;
- Fazer a desinfecção do sistema entre cultivos sucessivos;
- Eliminar os restos de plantas; e
- Manter limpo e sem restos vegetais o lado externo da casa de vegetação.

21. PRODUÇÃO DE MUDAS PARA HIDROPONIA

As mudas devem ser produzidas em estufa-maternidade, coberta por filme plástico aditivado anti-UV e antigotejo, fechada lateralmente por tela sombrite 50%, que evita a entrada de 50% de luz e de insetos transmissores de doenças. A estufa-maternidade deve permanecer sempre limpa e muito bem fechada, evitando-se a entrada de pessoas que possam trazer qualquer tipo de contaminação. As sementes peletizadas recebem tratamento denominado “priming”, que reduz o problema da maioria dos cultivares como a fotodormência (luz para poder germinar) e a termodormência (não germina em temperaturas acima de 23ºC). Embora esse tratamento seja muito eficiente para acelerar o processo de germinação, reduz a longevidade das sementes. Portanto, após a abertura de uma lata de sementes, mesmo com armazenamento adequado, deve-se consumí-la rapidamente (Furlani et. al., 1999). Os principais tipos de substratos usados para produção de mudas para cultivo hidropônico. São eles: substrato organo-mineral, vermiculita, algodão hidrófilo e espuma fenólica. Atualmente, tem-se usado muito a espuma fenólica, por uma série de vantagens que apresenta quando comparada com os outros substratos. Efetuar a semeadura conforme determinado para cada espécie de hortaliça. No caso da alface, usar apenas uma semente se for peletizada, ou no máximo três, se se tratar de sementes nuas (nesse caso, há necessidade de efetuar o desbaste após a emergência, deixando apenas uma plântula por célula). Para as outras hortaliças de folhas, como rúcula, agrião d’água, almeirão, salsa e cebolinha, usar quatro a seis sementes por orifício. Quando da transferência das mudas para a mesa definitiva ou para a mesa intermediária, tomar cuidado para que o sistema radicular fique bem acomodado na canaleta de crescimento. O cubo de espuma fenólica permanece intacto com a planta até a fase final de colheita.

LITERATURA RECOMENDADA

ALBERONI, R.B. Hidroponia. Como instalar e manejar o plantio de hortaliças dispensando o uso do solo – Alface, Rabanete, Rúcula, Almeirão, Chicória, Agrião. São Paulo: Nobel, 1998. 102p.

BERNARDI, C.C. Reuso de água para irrigação. Monografia. ISEA-FGV Ecobusiness School. 2003. 52 p.

BERNARDES, L.J.L. Hidroponia. Alface Uma História de Sucesso. Charqueada: Estação Experimental de Hidroponia “Alface e Cia”, 1997. 120p.

BETTIOL, W. Resultados de pesquisa com métodos alternativos para o controle de doenças de plantas. In: 1ºencontro de Processos de Proteção de Plantas: Controle Ecológico de Pragas e Doenças, 2001, Botucatu, Agroecológica, 2001. p.125-135.

BETTIOL, W.; TRATCH, R.; GALVÃO, J. A. H. Controle de Doenças de Plantas com Biofertilizantes. Jaguariúna: Embrapa-Cnpma, 1998. Biscuola. Gualter José & Maiali, André Cury. Física Volume 1ª Ed. Editora Saraiva: SP, 1996;

BISCUOLA, G.J.; MAIALI, A.C. Física Volume 1ª Ed. Saraiva: São Paulo, 1996.

BORGES, A.L.; COELHO, E. F. Fertirrigação em bananeira. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2002. 4 p. (Comunicado Técnico, 47).

BREGA FILHO, D. ; MANCUSO, P.C.S. Conceito de reuso de água. In: Mancuso, P.C.S.; Santos, H.F. Reuso de água. Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública, Associação de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, São Paulo, 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Abastecimento e Reforma Agrária. Portaria n. 529 de 18 Agosto 1995. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, Seção1. p.13513. 1995.

CARMELLO, Q.A.C. Cultivo protegido: hidroponia, manejo e instalações. In: Congresso Brasileiro de Olericultura, 38. 1998. Petrolina: SOB, 1998. 43 p. (Apostila de Minicurso).

CAMARGO A.M.M.P.; CAMARGO F.P.; CAMARGO FILHO W.P. Acomodação do setor produtivo de hortaliças em São Paulo no período de 1995-2007. Horticultura Brasileira 27: S2123-S2128. 2009. Disponível em http:// www.abhorticultura.com.br/eventosx/trabalhos/ev_3/A2038_T3140_Comp.pdf. Acesso em 7 de dezembro de 2014.

CARRIJO, O.A.; SOUZA, R.B.; MAROUELLI, W.A.; ANDRADE, R.J. Fertirrigação de Hortaliças. Brasília: Embrapa – CNPH, 2004. 13 p. Circular Técnica 32.

CARMO JÚNIOR, R.R.O que é hidroponia. Disponível em: <http://www.terravista.pt/bilene/7810/oque.htm>. Acesso em: 23 jan. 2014.

CASTELLANE, P.D.; ARAUJO, J.A.C. Cultivo sem solo – hidroponia. 2ª ed. Jaboticabal: Funesp, 1995. 43p.

CTNBIO - Instrução Normativa CTNBIO nº 6, de 28.02.1997- Normas sobre classificação dos experimentos com vegetais geneticamente modificados quanto aos níveis de risco e de contenção.

COELHO, E.F.; BORGES, A.L.; SOUSA, V.F. DE; OLIVEIRA, A.S.; AGUIAR NETO, A.O. Irrigação e fertirrigação da mangueira. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2000. 26 p. (Embrapa Mandioca e Fruticultura. Circular Técnica, 39)

CHEN, Y.; AVIAD, T. Effects of Humic Substances on Plant Growth. In: Maccarthy, P.; Clapp, E.E.; Malcolm, R.L.; Bloom, P.R. Humic Substances on Soil and Harvest Science: Select Readings. Madison, Asa, 1990. p. 161-186.

DOUGLAS, J. S. Hidroponia: cultura sem terra. São Paulo: Nobel, 1987. 144 p.

FACTOR, T.L.; DE ARAÚJO, J.A.C.; VILELLA JÚNIOR, L.V.E. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, n.2, p.143-149, 2008.

DUENHAS, L.H. Cultivo orgânico de melão: aplicação de esterco e de biofertilizantes e substâncias húmicas via fertirrigação. Piracicaba, 2004. 73 p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

FACTOR, T.L.; DE ARAÚJO, J.A.C.; VILELLA JÚNIOR, L.V.E. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.12, n.2, p.143-149, 2008.

GOTO, R.; GUIMARÃES, V. F.; ECHER, M. M. Aspectos fisiológicos e nutricionais no crescimento e desenvolvimento de plantas hortícolas. In: Folegatti, M. V.; Casarini, E.; Blanco, F. F.; Brasil, R. P. C.; Resende, R. S. (Cood.). Fertirrigação: flores, frutas e hortaliças Guaíba: Agropecuária, v. 2, 2001. p.241-268.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores IBGE: Estatística da Produção Agrícola. IBGE/ CEPAGRO, 2011, 76 p.

JONES JR., J. B. A guide for the hydroponic & soilless culture grower. Portland: Timber Press, 1983. 124 p.

FAQUIN, V.; FURTINI NETO, A. E.; VILELA, L.A.A.. Produção de alface em hidroponia. Lavras: UFLA, 1996. 50 p.

FARIAS, A.A.; ARAUJO, D.L. Teores de micronutrientes em solo cultivado com mamoeiro baixinho de santa amália, tratado com biofertilizante bovino. Revista de biologia e ciências da terra, n. 1, 2009. p. 37-42.

FURLANI, P.R., SILVEIRA, L.C.P.; BOLONHEZI, D.; FAQUIM, V. Cultivo Hidropônico de Plantas. Campinas: Instituto Agronômico, 1999. 52p.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. In: Mancuso, P.C.S.; Santos, H.F. (Eds.) Reuso da água. São Paulo: Ed. Malone, 2003. v. 1, p. 37-95.

MAPA - Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento- Secretaria de defesa agropecuária - 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.

LÜDKE I.; SOUZA R.B.; RESENDE F.V.; DELVICO F.M.S.; MEIRELES S.M.; BRAGA D.O. 2009. Produção orgânica de alface americana fertirrigada com biofertilizantes em cultivo protegido. Horticultura Brasileira v. 27, n. 2 (Suplemento - CD Rom), 2009.

MAGGIONI, A.; VARANINI, Z.; NARDI, S. Action of soil humic matter on plant roots: Stimulation of ion uptake and effects on (Mg2+ + K+) ATPase activity. Sci. Total Environ., 62:355-363, 1987.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C. & OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional das plantas; princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201 p.

MEDEIROS, J.F; LISBOA, R.A.; OLIVEIRA, M.; SILVA JÚNIOR, M.J.; ALVES, L.P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, n.3, p.469-472, 2003.

MONTAG, G.; SCHNECK, C. Horticultural fertigation-techniques, equipment andmanagement. Disponível em: <http://www.dpi.nsw.gov.au/agriculture/resources/water/irrigation/crops/publications/fertigation#Fertilisers>. Acesso em: 16 dez. 2013.

OLIVEIRA, A.F.; MEDEIROS, J.F.; LIMA, C.J.G.S.; DUTRA, I.; OLIVEIRA, M.K.T. Eficiência Agronômica da Fertirrigação Nitrogenada e Potássica na Cultura do Meloeiro nas Condições do Semi-Árido Nordestino. Revista Caatinga, Mossoró, v. 21, n. 5, 2008. p.05-11.

PENTEADO, S.R. Defensivos alternativos e naturais: para uma agricultura saudável. Campinas, Sílvio Roberto Penteado, 1999. 79 p.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. Adv. Agr.,75:57-133, 2002.

PINHEIRO S.; BARRETO, S.B. MB-4: Agricultura sustentável, trofobiose e biofertilizantes. Florianópolis: Fundação Juquira candiru, Mibasa, 1996. 273 p.

PINTO, J.M.; GAVA, C.A.T.; LIMA, M.A.C.; SILVA, A.F.; RESENDE, G.M. Cultivo orgânico de meloeiro com aplicação de biofertilizantes e doses de substância húmica via fertirrigação. Revista Ceres, Viçosa, v. 55, n. 4, 2008, p. 280- 286.

RESH, H.M. Hydroponic food production. 5th ed. Califórnia, EUA, Woodbridge Press Publishing Company, 1996, 527 p.

SANTOS, A.C.; AKIBA, F. Biofertilizantes líquidos: uso correto na agricultura alternativa. Seropédica: UFRRJ, Impr. Univer. 1996. 35p.

SANTOS, A.C.V. A ação múltipla do biofertilizante líquido como ferti e fitoprotetor em lavouras comerciais. In: HEIN, M. (org.) Resumos do 1º Encontro de Processos de Proteção de Plantas: controle ecológico de pragas e doenças. Botucatu, Agroecológica, 2001. p.91-96.

SOUZA, J.L.; RESENDE, P. Manual de horticultura orgânica. 2. ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2006. 843 p.

SOUSA, V.F. DE; RODRIGUES, B.H.N.; ATHAYDE SOBRINHO, C.; COELHO, E.F.; VIANA, F.M.P.; SILVA, P.H.S. Da. Cultivo do meloeiro sob fertirrigação por gotejamento no meio-norte do Brasil. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 1999. 68p. (Embrapa Meio-Norte.Circular Técnica, 21).

TRATCH, R.; BETTIOL, W. Efeito de biofertilizante sobre o crescimento micelial e a germinação de esporos fitopatogênicos. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.32, n.11, p.1131-1139, 1997.

WORLD RESOURCES INSTITUTE 2000-2001. People and ecosystems: The fraying web of life. Washington, DC: World Resources Institute 2000.

TRANI, E.E.; TIVELLI. S.W.; CARRIJO, O.A. Boletim Técnico IAC, Campinas, n. 196, 2011.

TEIXEIRA, N.T. Hidroponia: Uma alternativa para pequenas áreas. Guaíba: Agropecuária, 1996. 86p.

VILLAS BOAS, R.L., BULL, L. T., FERNANDES, D. M. Fertilizantes em Fertirrigação. In: FOLEGATTI, M.V. Coord. Fertirrigação: citrus, flores, hortaliças. Guaíba: Agropecuária, 1999, p. 293-319.

ZANINI, J.R.; VILLAS BOAS, R.L.; FEITOSA FILHO, J.C. Uso e manejo da fertirrigação e hidroponia. Jaboticabal, 2002. Funep, 65p.



Capítulo 23

Biodefensivos: Alternativa aos Herbicidas

Antonio Pedro da Silva Souza Filho

1. INTRODUÇÃO

O uso de produtos químicos na agricultura - aí incluídos tantos os estimulantes de crescimento como os defensivos agrícolas - tem possibilitado a garantia no atendimento das demandas sociais por alimentos. Pressionada, por um lado, pelo crescimento populacional, e, por outro, pelas melhorias das condições financeiras da população, especialmente em países de terceiro mundo, a produção agrícola precisa se renovar sistematicamente para crescer e atender as demandas cada vez maiores. Basicamente, a agricultura possui duas vias para atender a essa demanda, uma e adicionar novas áreas de florestas nativas aos sistemas produtivos, o que se choca com os interesses da sociedade, e a outra é aumentar a produtividade daquelas áreas em uso. É tendo esse segundo viés como base que a

agricultura nos regiões tropicais cresceu, atingiu os atuais níveis de produtividade e é grande aliado na geração de emprego e renda para a população do campo.

Conquanto as condições ambientais predominantes nos trópicos sejam extremamente favoráveis à produção de alimento, são, também, propícias á proliferação de pragas e doenças que limitam o desempenho da atividade agrícola, reduzem a produtividade e a lucratividade. Em tais condições, o uso de produtos químicos é indispensável para manejar e controlas essas pragas, embora se saiba das implicações de ordem social que essa prática desperte. O crescimento da atividade agrícola nos trópicos, de forma geral, e no Brasil, especialmente, tem sido acompanhando pelo aumento do uso de defensivos agrícolas, sendo que do total de produtos aplicados anualmente na agricultura, 51% é representado pelos herbicidas, o que aponta para as plantas daninhas como sério problema nesse contexto.

Embora se reconheça a dependência do atual modelo de agricultura em uso nas regiões tropicais em relação aos defensivos agrícolas, cresce a demanda social por alimentos compatíveis com as exigências da sociedade - livres de estimulantes de crescimento e de defensivos agrícolas. Tais exigências impõem, à comunidade científica, novos paradigmas de exploração da agricultura que ao mesmo tempo que respeite a preservação dos recursos naturais garanta a oferta de alimentos de qualidade, sem resíduos de produtos químicos. Nesse contexto, as substâncias químicas produzidas por plantas, fungos, bactérias e algas podem representar alternativa promissora para a produção de novos e renovadores produtos para uso no manejo de plantas daninhas, que ao mesmo tempo em sejam eficientes para controle dessas plantas, sejam agentes mitigadores de insatisfações sociais.

2. OS BIOERBICIDAS E OS HERBICIDAS SINTÉTICOS

As plantas daninhas se constituem no principal problema de ondem bio-econômico a impor limitações ao desempenho da agricultura nos trópicos. O controle dessas plantas é de fundamental importância para o sucesso da atividade. Basicamente, o uso de herbicidas é o principal e mais eficiente método de controle das plantas daninhas. Entretanto, nos últimos anos têm-se observado redução na eficiência dos herbicidas, devido, principalmente ao aparecimento de número crescente de plantas resistentes a esses produtos. No Brasil, são vários os relatos sobre o aparecimento de plantas residentes aos herbicidas (Christoffoleti et al., 2001; Vidal, 1997). Esse fator associado às dificuldades de desenvolvimento de novos herbicidas pela química tradicional indica que novas estratégias de manejo e controle das plantas daninhas devam emergir (Niemeyer & Perez, 1995). Uma das alternativas que atendam aos

requisitos de exigências impostadas pela sociedade e pelo setor produtivo é o uso de produtos naturais preparados a partir de substâncias químicas obtidas de plantas e microrganismos. Compostos químicos produzidos por plantas e microrganismos são reconhecidos por afetarem processos metabólicos e fisiológicos de plantas, podendo substituir, claramente os atuais produtos disponíveis no mercado.

Análises comparativas entre os herbicidas tradicionais e aqueles originários de substâncias químicas naturais, produzidos tanto por plantas como fungos, bactérias ou mesmo algas, mostram que o tempo de permanência dos produtos naturais é menor e sua toxicidade é também menor. As informações disponíveis na literatura mostram que os bioerbicidas produzidos a partis de substâncias químicas de plantas ou fungos são mais sistêmicos e mais facilmente biodegradáveis do que aqueles sintéticos (Rizvi et al., 1980). As toxinas produzidas naturalmente compartilham adicional característica que pode ser benéfica para a humanidade e para o ambiente; como suas biossínteses são comandadas enzimaticamente via metabolismo, sua suscetibilidade à decomposição microbiana é geralmente alta (Cutler, 1988). Logo, os produtos naturais não representam riscos para a rotação de cultura ou mesmo para a acumulação no solo ou água; para a vida silvestre e para o homem.

Análise comparativa entre moléculas naturais e aquelas sintéticas ativas, mostra que o produto natural geralmente tem maior peso molecular e maior complexidade estrutural do que as sintéticas e átomos “pesados” e halogênicos raramente estão presentes nos produtos naturais; por outro lado, os produtos naturais têm maior proporção de oxigênio e nitrogênio, que a maioria dos compostos sintéticos (Duke et al., 2000).

Na guerra para controlar as plantas daninhas a determinação de novos sítios moleculares de ação de herbicidas é de grande importância, especialmente porque podem oferecer a oportunidade de combater/controlar espécies de plantas que manifestam resistência ou tolerância aos atuais produtos disponíveis no mercado. Esse aspecto assume papel relevante quando se sabe que os herbicidas comerciais têm limitado número de sítios moleculares de ação, embora haja considerável número de produtos disponíveis. Berg et al. (1999) estimam que exista aproximadamente 3.000 sítios-alvos para ação dos herbicidas. Duke & Abbas (1995) relacionam vários sítios moleculares de ação de muitas toxinas, para quais ainda não existem herbicidas comerciais com atuação, evidenciando todo o potencial dessas moléculas para a efetivação de novos produtos para uso eficiente no controle de plantas daninhas, incluindo aquelas resistentes aos atuais produtos.

Nos últimos anos alguns países como Alemanha, Suíça, Japão e Estados Unidos lançaram e passaram a comercializar herbicidas tendo por base moléculas químicas produzidas por plantas e microrganismos. No Brasil, esse

fato ainda não se consolidou, mas as pesquisas se intensificaram nas últimas décadas, os laboratórios das Universidades e Centros de pesquisas se equiparam para fazer frente aos novos desafios, e espera-se para um futuro breve o lançamento de bioerbicidas brasileiros.

3. POTENCIAL DE SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS PRODUZIDAS POR PLANTAS COMO BIOERBICIDAS

Ao longo do processo de obtenção de alternativas ao uso dos defensivos agrícolas na agricultura, as plantas se mostraram grandes aliadas nessa trajetória. Diferentes famílias de plantas têm servido de base para fornecimento de moléculas químicas com potencial de uso como herbicida, entre elas se destaca àquelas da família Leguminosae (Souza Filho, 2008). Um sem-número de compostos químicos foram isolados e identificados, em diferentes laboratórios, em todo o mundo. O Brasil não ficou imune a esse processo e nos últimos anos vários grupos de pesquisa se formaram e projetos foram conduzidos, em universidades e institutos de pesquisa espalhados pelo país. Não obstante todo esse esforço, os avanços não foram os esperados, especialmente quando se considera aqueles verificados para outras fontes como é o caso dos fungos. A seguir são apresentados alguns resultados que mostram todo o esforço desprendido.

Uma das primeiras e mais potente fitotoxinas produzida por plantas é o 1,8-cineol. Estudos de laboratório e de campo mostram que essa substância tem potencial para inibir o crescimento de várias espécies de plantas daninhas. Modificações na estrutura do 1,8-cineol levou à Cimetilina, um herbicida desenvolvido nos Estados Unidos. A molécula contém apenas átomos de carbono, hidrogênio e oxigênio. Esse produto possui potencial para controlar eficientemente muitas gramíneas anuais e algumas invasoras de folhas largas como pré-emergente, entretanto, face à sua alta volatilidade, seu uso efetivo como herbicida impôs barreiras à sua comercialização (Duke & Abbas, 1995). Aparentemente, o sítio molecular de ação de Cimetilina é a asparagina sintase (Romagni et al., 2000b).

Canifeno, uma toxina relativamente fraca, quando polialogenada produz uma mistura de feromônios chamada de toxafeno, o qual foi comercializado tanto como inseticida como herbicida. Entretanto, o produto foi removido do mercado por problemas de toxicidade.

Hiosciamina é um alcaloide apontado como de grande potencial para controle de plantas daninhas. Sob condições de laboratório, a sua fitoxicidade persiste de 5 a 8 meses, dependendo do tipo de solo. Entretanto tem

revelado problemas de toxicidade para algumas plantas cultivadas, como são os casos do girassol e vários cereais, o que comprometeu seu uso como herbicida (Lovetti et al., 1981).

As benzoxazinonas são complexos hidroxamatos, os quais ocorrem em plantas na forma de glicosídeos. BOA e DIBOA são os dois compostos mais ativos representantes desse complexo. Ambos mostram potenciais como herbicida pós-emergente, podendo controlar várias espécies de plantas daninhas (Barnes & Putnam, 1987). Benzazin e um herbicida comercializado na Alemanha, com potencial para controlar várias espécies de plantas daninhas, cujo princípio ativo é o ácido Hidroxâmico, um benzoxazinonas (Alves, 1992).

4. POTENCIAL DE SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS PRODUZIDAS POR FUNGOS COMO HERBICIDAS

Os fungos apresentam ampla gama de diversidade de ações nas plantas. Alguns desses convivem normalmente com as plantas, sem causarem danos, são os chamados fungos endofíticos. Outros fungos são promotores de doenças de grande importância para a atividade agrícola, são os chamados fungos patogênicos. Entre os fungos patogênicos merece destaque aqueles produtores de toxinas. Essas toxinas podem ser de duas naturezas, específicas e não específicas. Às específicas são aqueles que agem apenas nas plantas para as quais o fungo tem especificidade, enquanto as não específicas são aqueles que possuem atividades biológicas para ampla diversidade de espécies de plantas. Para a produção de bioerbicidas com possibilidades de uso tanto no controle de espécies de folha larga como de folhas estreitas, as toxinas não específicas representam maiores possibilidades, pois favorecem o controle de número maior de espécies de plantas daninha. Entretanto para determinada espécie, que sozinha representa grande importância econômica, as toxinas específicas podem representar excelente oportunidade para o manejo da espécie.

A seguir são apresentados alguns grupos de moléculas produzidas por fungos, com potencial para a produção de bioerbicidas:

- Nigerazinas: são produzidas por Aspergillus niger. Apresentam variação na estrutura, podendo ser tanto simples como complexa. Duas variantes foram encontradas: nigerazina A e nigerazina B (Iwamoto et al., 1983 e 1985).

- Citreoviridina: é um metabólito que evidencia atividade herbicida seletiva e potente. Foi isolado de diferentes espécies de Penicillium, incluindo P. charlessi (Cole et al., 1981).

- Eremofilanas: são sesquiterpenos bicíclicos. A primeira Eremofilanas com propriedades herbicidas foi isolada do fungo Bipolaris cinodontis, com potencial de controle de Cynodon dactylon, uma espécie de folha estreita. Duas Eremofilanas já foram identificadas: bipolaroxina e sua análoga reduzida, o diidrobipolaroxina. Bipolaroxina é uma potente toxina capaz de promover lesões em espécies de folhas estreitas à concentração de 30 μM, enquanto a 0,7 μM produz sintomas detectáveis em espécies de folhas estreitas como Avena fátua e Saccharum offinilarum, já diidrobipolaroxina tem se mostrado ativa (Sugawara et al, 1985; Kenfield et al., 1988).

- Ofiobolinas: trata-se de um grupo de terpenos reconhecidos por ser tóxicos para as plantas. Três espécies de Drechslera são reconhecidas por produzirem um contingente de ofiobolinas: quais são D. maydis; D. sorgbicola e D. oryzae. Acima de 20 análogos biogênicos são conhecidos, sendo os mais importantes ofiobolina A e C e ofiobolina I. A compatibilidade genética entre as três espécies poderia fazer desses fungos, excelente fonte de toxinas para avaliações subsequentes com vista à produção de bioerbicidas com potencial de controle de espécies de plantas daninhas de folhas estreitas (Kenfield et al., 1988).

- Curvulinas: é um policetídeo cíclico produzido por numerosos fungos. Foi isolada de D. indica, um patógeno comum em Portulaca oleracea (L.) e Amaranthus spinosus. Na concentração nanomolar, curvulina foi seletiva para P. oleracea e A. spinosus. Uma dúzia de análogos de curvulina é conhecida como sendo produzida por vários fungos, oferecendo amplas possibilidades para desenvolver estruturas ativas com esse cetídeo. Também curvulina é facilmente sintetizada por métodos orgânicos, o que torna possível a manipulação de sua estrutura (Kenfiel et al., 1988; Dhar et al., 1982).

- Triticonas: são novas toxinas contendo uma rara porção constituída de gama-lactana expirocíclica. Essas substâncias são encontradas em D. tritici-repentis, as quais causam manchas marrons claras em plantas de trigo e Curvularia clavat. Triticonas também são produzidas por outras espécies de fungos, que causam doenças em sementes de monocotiledôneas. Das oito Triticonas conhecidas, apenas as A e B – as quais contêm ligações duplas exocíclicas adjacentes às cetonas, são tóxicas. (Strobel et al., 1991).Triticona A causa necrose em diferentes espécies de plantas. Em plantas de trigo, mata o

protoplasma e inibe a atividade da esterase e a fixação do CO2. Dentre as espécies de plantas daninhas que são sensíveis, encontra-se Chemopodium álbum, Amaranthus retroflexus e Taraxacum officinale.

- Cladosporina: foi originalmente isolada do Cladospodium cladosporiodes, Aspergilllus flavus, Eurotium spp. e Aspergillus repens (Springer et al., 1981; Grove, 1972; Anke et al., 1978). A molécula se destaca por apresentar dois grupos funcionais disponíveis para derivações ou sínteses futuras: os grupos hidroxil no C6 e C8.

- Resorciclídeos: foram, originalmente, descobertos como produto de uma espécie não identificada de Penicillium. Dois isômeros, cis e trans, foram identificados. O isômero cis é relativamente inativo; contudo o trans-resorciclídeo é citotóxico e exibe propriedades inibitórias do crescimento de raízes de espécies de folhas largas de plantas na fase juvenil, em concentração tão baixa quanto 1,0 ppm.. O isômero trans promove, ainda, necroses em espécies de folhas estreitas, em concentração de 0,06 μg/folha, e de folhas largas, a 2,0 μg/folha, mostrando claramente maior potencial, como herbicida, para espécies de folhas estreitas, sem, no entanto, desconsiderar o mercado promissor para controle de espécie de folhas largas (Strobel et al., 1991).

- Parilenequinonas: o mercado para os bioerbicidas para uso direto na agricultura é amplo e promissor, mas também há mercado para aqueles produtos que possam controlas as invasoras aquáticas. Uma dessas invasoras que tem sido problema na América do Norte, Austrália, Caribe e Ilhas do Pacífico é a *Eichornia crassipes*, que se notabiliza pela rápida proliferação, obstruindo as vias marítimas, dificultando a navegação. Alternaria eichornia é um patógeno que ataca essa invasora, promovendo lesões que levam a planta à morte. Esse patógeno produz a alteiquina, uma toxina que uma vez aplicada sobre a invasora reproduz os mesmos efeitos do patógeno. Não foram encontradas informações se se trata de toxina específica ou não específica. Outro organismo, *Stenphylium botysum* var. Lactucum, que causa manchas nas folhas de alface, também produz toxinas relacionadas à alteiquina, como as estenfiltoxinas I, II, III, IV e o estenfiperileno (Arnone et al., 1986), todas com grandes potenciais para a produção de bioerbicidas.

5. POTENCIAL DE SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS PRODUZIDAS POR BACTÉRIAS COMO HERBICIDAS

As bactérias se constituem em outro importante grupo de fornecedores de compostos químicos com potencial para a produção de bioerbicidas. Ao contrário dos fungos, as bactérias saprófitas produzem toxina do tipo não específica, ou seja, podem controlar muitas espécies de plantas, tanto de folhas largas como de folhas estreitas. Por exemplo, herbicidina, produzida por Streptomyces saganonensis, quando aplicada em dosagens de 30 a 300 ppm, inibiu muitas plantas anuais e perenes, tanto mono como dicotiledôneas (Cutler, 1988). Entretanto alguma especificidade pode ser encontrada, como são os casos da blasticidina e do 5-hidroxilmetil-blasticidina, produzidos por Streptomyces sp. (não-patogênico), que aplicados em forma de spray foliar à 100mg/m2, foram mais tóxicos para espécies dicotiledôneas do que para mono. Quando aplicados no solo, esses compostos promoveram inibições da ordem de 98% e 64%, respectivamente (Scacchi et al., 1992).

6. POTENCIAL DE SUBSTÂNCIAS QUÍMICAS PRODUZIDAS POR ALGAS COMO HERBICIDAS

As algas podem representar fonte privilegiada de inovadoras moléculas químicas para uso em estratégia de manejo de plantas daninhas, especialmente em ambientes aquáticos. São mais de 5.000 espécies de algas, das quais aproximadamente 2% são produtoras de toxinas (Granéli & Turner, 2006). Ao longo do tempo, os estudos sobre algas ficaram restritos àquelas marinhas, com poucas informações disponíveis sobre as algas de rios. Harder (1917) foi o primeiro a observar as potencialidades das algas como fonte de moléculas químicas com potencial de uso como bioerbicidas. Posteriormente, Akechurst (1931) relatou que as toxinas produzidas pelas algas estavam envolvidas em mecanismos de interferências. Inderjit & Dakishini (1994) indicaram que as toxinas produzidas pelas algas podiam afetar as plantas superiores. Mais recentemente, foram reportados que as toxinas produzidas pelas algas podem afetar o conteúdo das clorofilas, a capacidade fotossintética das plantas, transporte de elétrons e fotossistema II (Pflugamacher, 2004; Pietsch et al., 2001; Gleason & Paulson, 1984). Estudos desenvolvidos com toxinas extraídas da alga marinha Plocamium brasiliense revelaram potencial da toxina em inibir a germinação de sementes e o crescimento de duas plantas daninhas de folhas largas, comuns em áreas de pastagens cultivadas (Fonseca et al., 2012). Prévios estudos envolvendo a identificação de compostos químicos em algas marinhas mostram a presença de monoterpenos (Vasconcelos et al., 2010), composto químico envolvido em atividades herbicida. Em si, essas informações demonstram o potencial que as toxinas das algas representam como herbicida natural.

As informações abordando as possibilidades de uso de compostos químicos produzidos por algas marinhas e de rios ainda são extremamente limitados, não tendo sido encontrados estudos mais avançados. Entretanto, o fato de as algas poderem ser cultivadas em ambientes controlados se constitui em importante característica, pois possibilita a obtenção de grandes quantidades em espaço bastante reduzido, além do que com o controle do ambiente, pode-se controlar a produção do metabólito desejado, o que possibilita a obtenção de volumes desejados.

LITERATURA RECOMENDADA

AKEHURST, S.C. Observation on pond life with special reference to the possible causation of swarming of phytoplankton. R. Microsc. Soc. J., v.51, p.237-265, 1931.

ALVES, P.L.C.A. Interações alelopáticas entre plantas daninhas e hortaliças. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE MANEJO INTEGRADO DE PLANTAS DANINHAS EM HORTALIÇAS. 1992. Botucatu. Anais…Botucatu: UNESP, 1992. p.19-43.

ANKE, H.; ZAEHNER, H.; KOENIG, W.A. Metabolic products of microorganisms: 170. On the antibiotic activity of cladosporin. Arcgives of Microbiology, v.116, p.253-258, 1978.

ARONE, A.; NASINI, G.; MERLINI, L.; ASSANTE, G. Secondery mould metabolites from Stemphylotoxins, new reduced perylenequinone metabolites from Stemphylium botrysum var. Lactucum. Journal Chemical Society Perkin Transactions, v.1, p.525-530, 1986.

BARNES, J.P.; PUTNAM, A.R. Role of benzoxazinonas in allelopathy byrue (Secale cereal L.). Journal of Chemical Ecology, v.3, p.889-906, 1987

BERG, D.; TIETJEN, K.; WOLLWEBER, D.; HAIN, R. From gene to targets impact of funtional genomics on herbicide discovery. Proceedings of Brighton Conference weed, v.2, p.491-500, 1999.

CHRISTOFFOLETI, P.J.; KEHDI, C.A.; CORTEZ, M.G. Manejo de planta daninha Brachiaria plataginea resistente aos herbicidas da ACCase. Planta Daninha, v.19, n.1, p.66-73, 2001.

COLE, R.J.J.W.; DORNER, R.H.; HILL, R.A.; CUTLER, H.G.; WELLS, H.J. Isolation of citreovirin from Penicillium charlessi cultures and molded decan fragments. Applied Environmental Microbiology, v.42, p.677-681, 1981.

CUTLER, H.G. Perspectives on discovery of microbial phytotoxins with herbicidal activity. Weed Tecnology, v.2, p. 525-532, 1988.

DHAR, T.K.; SIDDIQUI, K.; ALI, E. Structure of phascolione, a novel phytotoxin From Macrophomina phaseolina. Tetrahedron Latters, v.23, p.5459-5462, 1982.

DUKE, S.O.; ABBAS, H.K. Natural products with potential use as herbicides. In: INDERJIT: DAKSHINI, K.M.M. (Eds.). Washington: American Chemical Society, 1995. p.384-362.

DUKE, S.O.; ROMAGNI, J.G.; DAYANY, F.E. Natural products as sources for new mechanism of herbicidal actions. Crop Production, v.19, p.583-589, 2000.

FONSECA, R.R.; ORTIZ-RAMÍRES, F.A.; CAVALCANTI, D.N.; RAMOS, C.J.B.; TEIXEIRA, V.L.; SOUZA FILHO, A.P.S. Allelopathic potential of extracts from marine macroalga Plocamium brasiliense and their effects on pasture weed. Braziliam Journal os Pharmacognosy, v.22, n.4, p.850-853, 2012.

GLEASON, ,F.K.; PAULSON, J.L. Site of action of the natural algicide, cyanobacterin, in the blue-alga, Synechococus sp. Archives of Microbiology, v.138, p.273-277. 1984. http:dx.doi.org/10.1007/BF00402134.

GRANÉLI, E.; TURNER, J.T. An introduction to harmful algae. In: GRANÉLI, E.; TURNER, J.T. (Eds.). Ecology of harmful algae. Berlim: Springer Verlag, p.37, 2006.

GROVE, J.E. New metabolic products of Aspergillus flavus. Part I. Asperentin, its methyl ethers and 5'-hydroxyasperentin. Journal Chemical Society Perkin Transaction, v.1, p.2400-2406, 1972

HARDER, R.H. Ernahrugsphyseologische untersuchungen an cyanophycean, haptschlich dem endophytischen Nostoc puncitifrome. Zeitschrijt Fuer Botanik, v.9, p.154-242, 1917.

INDERJIT; DAKSHINI, K.M.M. Alga allelopathy. Botanical Review, v.60, n.2, p.182-196, 1994.

IWAMOTO, T.; HIROTA, A.; SHIMA, S.; SAKAI, H.; ISOGAI, A. Nigerazine A, an isomer of nigerazina B from Aspergillus niger. Agriculture Biology Chemistry, v.49, p.3323-3325, 1985.

IWAMOTO, T.; SHIMA, S.; HIROTA, A.; ISOGAI, A.; SAKA, H. Nigerazine B, a new metabolite from Aspergillus niger, screening isolation and chemical and biological proprieries. Agriculture Biology Chemistry, v.47, p.739-743, 1983.

KIENFIELD, D.; BUNKERS, G.; STROBEL, G.A.; SUGAWARA, F. Potential new herbicides-phytotoxins from plant phatogens. Weed Technology, v.2, n.4, p.519-524, 1988.

LOVETTI, J.V.; LEVITT, J.; DUFFIELD, A.M.; SMITH, N.G. Allelopathic potential of Datura stramonium (thornapples). Weed Research, v.21, p.165-170, 1981.

NIEMEYER, H.M.; PEREZ, E.J. Potential of hydroxamic acids in the controlo f cereal pest, diseases and weeds. In: DAKSHINI, K.M.M.; EINHELLIG, F.A.. (Eds.). Allelopathy: organisms, processes and applications. Washington: American Chemical Society, 1995. p.260-270.

PIETSCH, C.; WIEGAND, C.; AME, M.V.; NICHLISCH, A.; WUNDERLIN, D.; PFLUGMACHER, S. The effects of a cyanobacterial crude extract on different aquatic organism: evidence for cyanobacterial toxin modulating factors. Environ. Toxicol., v.16, p.535-542, 2001.

PFLUGMACHER, S. Promotion of oxidative stress in the aquatic macrophyte Cerato´hyllum demersum during biotransformation of the cuanobacterial toxin microcystin-LR. Aquat. Toxicol., v.70, p.169-178, 2004.

RIZVI, S.J.H.; MUKERJI, D.; MATHEUS, S.N. New report on a possible source of natural herbicide. Indian Journal Experiemental Biology, v.18, p.777-778, 1980.

ROMAGNI, A.; DUKE, S.O.; DAYAN, F.F. Inhibition of asparagine synthetase by 1,4-cineole, the key to the mode of action of cinmethylin. Plant Physiology, v.123, p.725-732, 2000.

SCACCHI, A.; BORTOLO, R.; CASSANI, G.; PIRALI, G.; NIELSEN, E. Detection, characterization and phytotoxic activity of the nucleoside antibiotics, blasticidin S and 5-hydroxymethyl-blasticidin. Journal Plant Growth Regulator, v.11, p.39-46, 1992.

SOUZA FILHO, A.P.S. Ecologia química: a experiência brasileira. Belém: Embrapa, 2008. 366p.

SPRINGER, J.P.; CUTLER, H.G.; CRUMLEY, F.G.; COX, R.H.; DAVIS, E.E.; THEAN, J.E. Plant growth regulatory effects and stereochemistry of cladosporium. Journal Agriculture Food Chemistry, v.29, p.853-855, 1981.

STROBEL, G.; KENFIELD, D.; BUNKERS, G.; SAGUWARA, E.; CLARDY, J. Phytotoxins as a potential herbicides. Experientia, v.47, p.819-826, 1991.

SUGAWARA, F.; STROBEL, L.E.; FISHER, G.D.; VAN DUYNE, G.; CLARDY, J. Biopolaroxin, a selective phytotoxin produced by Bipolaris cynodontis. Proceedings National Academic Science, v.3, p.8291-8294, 1985.

VASCONCELOS, M.A.; FERREIRA, W.J.; PEREIRA, R.C.; CAVALCANTI, D.N.;TEIXEIRA, V.L. Chemical constituintes from the red alga Plocamium brasiliense (Grevelle) M. Howe and W.R. Taylor. Biochem. Syst. Ecol., v.38, p.110-121, 2010.

VIDAL, R.A. Herbicidas: mecanismos de ação e resistência de plantas. Porto Alegre: UFRS, 1997. 165p.

Boxe Temático

Produção de Bioerbicidas: Limitações e Perspectivas

Antonio Pedro da Silva Souza Filho

Em que pese todo o esforço desprendido pela pesquisa nas últimas décadas, ao volume de recursos aplicados, ao treinamento especializado de recursos humanos e da necessidade cada vez mais premente da substituição dos atuais herbicidas sintéticos comercializados no mundo por produtos mais apropriados às exigências da sociedade como um todo, pouco se avançou nesse sentido. A distância entre uma molécula química isolada e identificada como promissora para a produção de um dado herbicida e sua efetiva comercialização como tal, embora avanços, deva se reconhecer, aconteceram, ainda é grande.

Muitas moléculas químicas após passarem por todos os protocolos de avaliação são abandonadas por diferentes motivos. Fator associado à volatilização é uma dessas causas. Aparentemente, os componentes dos óleos essenciais teriam pouco ou nenhum futuro com herbicida, embora a literatura esteja repleta de informações dando conta do seu potencial expressivo para esse fim. Um bom exemplo disso é a Cimetilina, um herbicida obtido a partir do 1,8-cineol, componente dos óleos essenciais produzidos por diferentes espécies de plantas, que foi retirado do mercado por ser excessivamente volátil.

Os custos de produção são fator crítico na decisão de se comercializar um produto natural como herbicida. Numerosos e promissores herbicidas naturais foram abandonados devido ao seu alto custo. A partir da descoberta de uma molécula química, pode-se chegar a um produto natural por dois processos diferentes: síntese e fermentação. O primeiro é oneroso e seu processo é longo. Adicionalmente, é de difícil aplicação para molécula de estrutura complexa, como são aquelas com estrutura kiral. Dependendo do número de estrutura Kiral, o tempo de síntese é tão longo que se torna inviável. O processo de fermentação ainda tem muito a ser melhorado em seu aspecto técnico, especialmente em relação á estabilidade do grupo submetido ao processo, ademais os custos, a semelhança

da síntese, é alto e se justificaria apenas em cultivos onde o valor de mercado do produto obtido fosse bem elevado, como é o caso do cultivo de arroz no Japão ou da cana-de-açúcar, no Brasil.

Pode-se, ainda, aventar a possibilidade de síntese utilizando-se fungos endofíticos, em meios de culturas específicos. Esse processo pode ser proveitoso para potencializar substâncias químicas com atividade de baixa à média intensidade, partindo-se de moléculas menos complexas na sua estrutura e de baixa atividade como herbicida. A utilização de fungos endofíticos para tal finalidade ainda estar na fase juvenil de seu desenvolvimento, mas parece promissor quando se consideram os resultados obtidos. Problemas relacionados aos componentes do meio de cultura e à especificidade entre fungos endofíticos versus meio de cultura ainda precisam ser refinados em sua metodologia. Outros aspectos relativos às condições ambientais (temperatura, luminosidade e umidade) precisam ser melhor analisados para que o processo ganhe fôlego e possa manifestar todo seu potencial como forma de se obter um herbicida natural.



Capítulo 24

Tratamento de Solos Contaminados

André Henrique Rosa
Carolina de Castro Bueno
Cláudia Hitomi Watanabe
Murilo Teles Domingues
Pedro Paulo dos Santos Tersariol
Leonardo Fernandes Fraceto

A contaminação da bioesfera tem aumentado significativamente devido aos altos índices de urbanização e industrialização na paisagem das cidades (Singh 2004). Entretanto, há algumas décadas, a contaminação dos solos ainda era compreendida como incidentes relativamente raros, com poucas possibilidades conhecidas de consequências negativas para a saúde humana e ambiental. Contudo, incidentes de contaminações ambientais significativos como os que ocorreram em Minamata (Japão, 1956), Love Canal (Nova Iorque, 1978) e na Cidade dos Meninos (Rio de Janeiro, 1989) (Brasil, 2003), por exemplo, foram respondidos por intermediações políticas visando o controle máximo dos riscos ambientais. Atualmente, a contaminação dos solos não é mais percebida como incidentes severos, mas sim como

problemas estruturais espalhados, variando apenas de intensidade e significância (Nathanail e Bardos, 2004). Essa nova visão ocorre, muitas vezes, por causa do grande número de áreas com solo contaminado. Em maio de 2002, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) divulgou, de forma inédita, a lista de áreas contaminadas no Estado de São Paulo: 255. Após seis anos, a mesma pesquisa relatou um número aproximadamente dez vezes maior: 2.514 áreas contaminadas no estado paulista (Figura 1), sendo a utilização indiscriminada de corretivos de solo, fertilizantes, agrotóxicos, solventes, tintas, bifenilapolicloradas (PCB), metais potencialmente tóxicos e o derramamento de gasolina dos postos de combustíveis, as principais causas de contaminação dos solos (Souza, Peres e Moraes, 2010). Aliás, os contaminantes derivados de hidrocarbonetos são classificados como poluentes ambientais prioritários pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, do inglês US Environmental Protection Agency), pois muitos componentes são tóxicos, mutagênicos, e cancerígenos. Além disso, também estão na lista dos resíduos sólidos mais perigosos na China (Liu et al., 2010). Dessa forma, o tratamento (ou remediação) de solos contaminados tem sido reconhecido como um desafio para as gerações presentes e futuras não só pela área total contaminada, mas também pela diversidade de contaminantes que muitas vezes coexistem em uma mesma área e sua gestão sustentável.

Esse grande desafio gera busca constante por novas tecnologias que visem a recuperação ambiental de locais afetados por diferentes contaminantes, bem como a melhor forma de implementação dessas técnicas. Exemplo disso é a remediação *in situ*, que pode ser considerada uma promessa tanto no que diz respeito às perspectivas inovadoras das tecnologias envolvidas, como também uma alternativa economicamente viável (Perminova e Haatfield, 2002). Outro exemplo é a incorporação de matéria orgânica em solos contaminados a fim de promover efeitos químicos, físicos e biológicos favoráveis nas características dos solos, aumentando sua fertilidade e contribuindo com a taxa de decomposição e quelação de elementos diversos.

Neste contexto, este capítulo irá abordar as principais técnicas de remediação de solos contaminados, destacando os tratamentos biológicos e a utilização da matéria orgânica como alternativa para o melhoramento das técnicas empregadas.

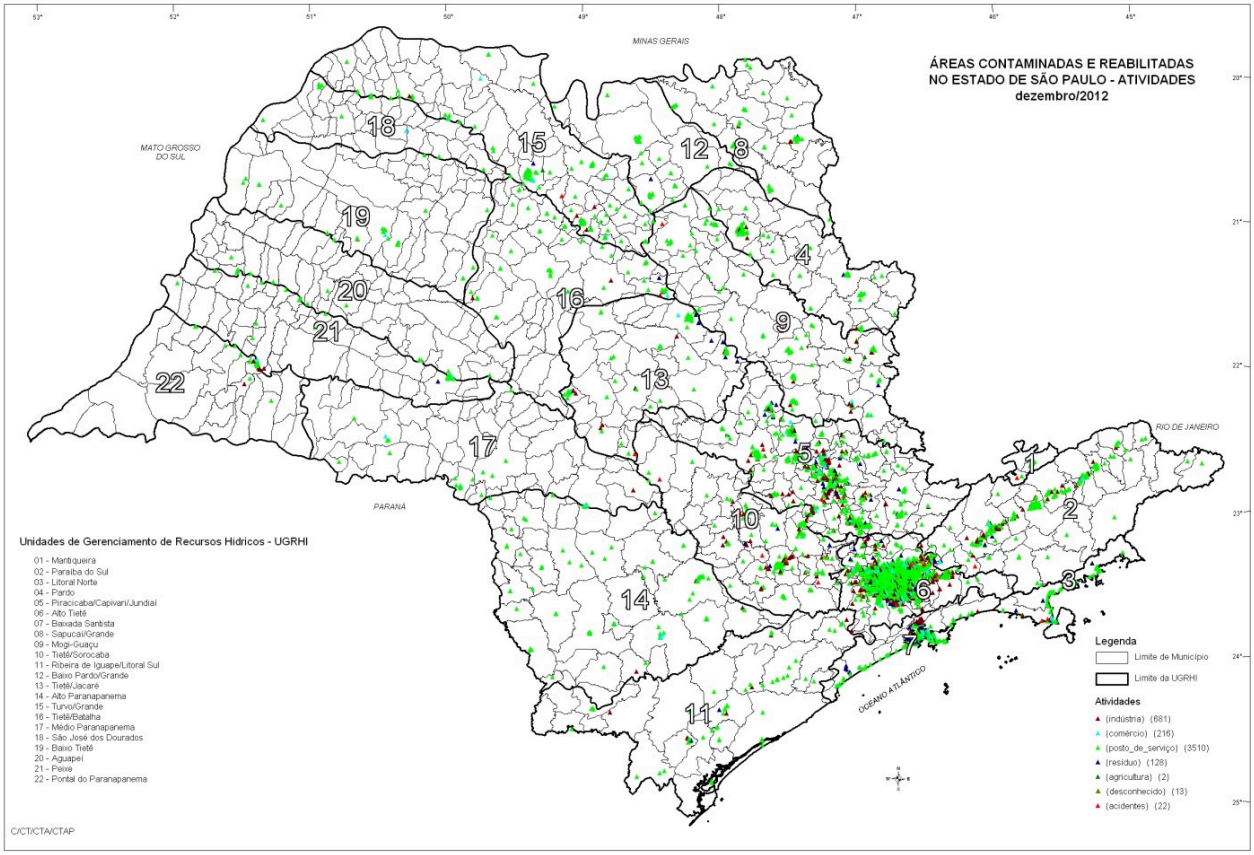


Figura 1. Áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo em 2012.

FONTE: CETESB (2013)

1. TRATAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS: PRINCÍPIOS

Antes do conhecimento das abordagens metodológicas utilizadas para o tratamento de solos contaminados é importante salientar algumas características que influenciam direta e indiretamente no processo de remediação. A geologia de um local, por exemplo, pode ser sua própria fonte de contaminação ou uma via pela qual os contaminantes podem migrar ou possuir um receptor que possa ser afetado pelos contaminantes. A geologia é um fator chave para avaliar se uma dada contaminação é resultado da contaminação da superfície ou de sua porção subterrânea, o que afeta diretamente a avaliação e a gestão de solos contaminados (Nathanail e Bardos, 2004). Assim, a informação geológica de um solo contaminado precisa ser, necessariamente, considerada para encontrar o tratamento mais adequado. Além da geologia, o solo possui diversas características que são relevantes no que tange ao seu tratamento. São elas: permeabilidade (favorece ou não o caminho a ser percorrido pelo contaminante), materiais que

constituem o solo, o ambiente que o solo está estabelecido (rocha, planície aluvial, lacustre, sedimento estuarino, turfa etc.), a composição geoquímica do solo, o potencial de degradação do contaminante, bem como dos produtos de sua degradação. Adicionalmente, conhecer os organismos pedológicos que habitam o local de contaminação pode ser decisivo, já que alguns contaminantes suprimem consideravelmente a atividade das bactérias e dos fungos do solo e, consequentemente, pode interferir no processo de degradação/redução e ciclagem de nutrientes (Khan 2000). Além disso, a utilização excessiva de nutrientes também pode alterar gravemente os equilíbrios biológicos e reduzir, assim, a biodiversidade do solo. Entender as propriedades químicas e físicas dos elementos, íons e compostos que causam a contaminação é relevante para se estimar e avaliar as ferramentas corretas para a remediação, além de predizer como o transporte irá ocorrer e os riscos que os elementos contaminantes podem oferecer ao ecossistema local (Nathanail e Bardos, 2004).

No contexto do tratamento dos solos contaminados, a utilização do Modelo Conceitual (MC) tem sido altamente recomendada. O MC nada mais é do que uma descrição iterativa simplificada das condições ambientais no local de contaminação e em sua área de entorno, retratando de forma técnica e precisa as informações sobre os possíveis contaminantes, vias de percolação e receptoras, além de apontar áreas de incertezas ambientais e antrópicas do que diz respeito à contaminação. O MC deve ser sempre atualizado, reportado para a comunidade ao entorno de sua área de abrangência e pode ser apresentado como uma mistura de diagramas, tabelas, textos e figuras. Segundo a ASTM Internacional (do inglês American Society for Testing and Materials), os seguintes itens principais devem ser contemplados no MC: i. resumo das condições locais (traçar o perfil histórico do local e condições atuais; principais fontes de contaminação); ii. descrição do local e da área de entorno (resumo dos tipos de ocupações do local; utilização de possíveis contaminantes no local ou em locais próximos); iii. dados geológicos (estratificação do solo e sua variação na área contaminada; e influência para o transporte de contaminantes); iv. dados de hidrogeologia (classificação do aquífero em cada estrato geológico e dados de permeabilidade do mesmo; direção do fluxo das águas subterrâneas; influência da superfície; presença de alterações antrópicas (sistemas de drenagem, tanques subterrâneos de armazenamento, tubulações); v. caracterização dos contaminantes (propriedades físico-químicas, como solubilidade, volatilidade, densidade, toxicidade; fase do contaminantes (sólido, aquoso, sorvido, gasoso, fase líquida não aquosa leve ou densa); resumo das concentrações indicadas); vi. vias potenciais de recepção e percolação (aquífero, sedimentos, serviço de drenagem, ar, raízes, cadeia alimentar); vii. fatores de risco (reação com outros químicos presentes no local; persistência ambiental, ecotoxicidade aguda e solubilidade e; viii. limitações (fatos, incertezas) (Nathanail e Bardos, 2004).

Em resumo, buscar o conhecimento de todas as características do solo contaminado e de seu(s) contaminante(s) por intermédio do Modelo Conceitual pode ajudar na eficiência da técnica de remediação utilizada. O MC solidifica o entendimento do que precisa ser feito para alcançar a gestão holística das variáveis envolvidas no processo de descontaminação levando a uma série de ações para reduzir a quantidade do contaminante com o tempo.

2. PRINCIPAIS METODOLOGIAS DE TRATAMENTO PARA SOLOS CONTAMINADOS

A entrada de contaminantes no solo causa a danificação e/ou a perda de várias das suas funções. Dessa forma, para estimar o impacto dos contaminantes do solo, precisa-se levar em conta não somente as concentrações dos contaminantes, mas as características de seus comportamentos no ambiente e influências para as propriedades físicas, químicas e biológicas. Faz-se frequentemente uma distinção entre a contaminação do solo originária de fontes claramente confinadas (contaminação local ou pontual) e a causada por fontes difusas.

Antes de explanar sobre as metodologias destinadas ao tratamento de um solo contaminado, é preciso saber como lidar com o(s) contaminante(s) contido(s) no solo, visto que o processo de tratamento escolhido indica a necessidade de procedimentos específicos, como mostra a Tabela 1.

Em geral, a recuperação de solos contaminados emprega uma ou mais das seguintes características:

- Escavação e remoção de materiais para fora do local contaminado (para deposição em aterro ou tratamento off-site);

- Abordagens baseadas em processos de contenção destinados a evitar ou limitar a migração dos contaminantes deixados no local ou confinados a uma área de armazenamento específico;

- Abordagens baseadas em tratamentos para destruir, remover ou desintegrar os contaminantes contidos no solo contaminado.

A remediação de solos é usualmente descrita como sendo on-site ou off-site, sendo que o primeiro termo está relacionado com processos de tratamento conduzidos dentro dos limites de uma dada área contaminada. Já o termo off-site descreve atividades que são conduzidas fora dos limites da área contaminada e compreendem a

disposição do solo contaminado em um local licenciado ou centro de tratamento específico. Os tratamentos de remediação ainda são classificados como *in situ* e *ex situ*. O primeiro implica na utilização de processos que ocorrem no solo não removido ou escavado, sendo, portanto, não perturbado. Já o termo *ex situ* se refere a processos que implicam na escavação de solos e sua extração da área contaminada. Na última década, tem-se dado prioridade à utilização de técnicas de remediação *in situ*, visto que as técnicas *ex situ* estão propensas a maiores danos ambientais, tais como escavação, manipulação, transporte e armazenamento de materiais contaminados (Procópio et al., 2009).

Tabela 1.
Procedimentos a serem considerados para a escolha de um tratamento adequado

PROCEDIMENTO	DESCRIÇÃO
Destruição	O contaminante pode ser completamente destruído por degradação biológica e/ou físico-química
Extração dos contaminantes	A extração pode ser alcançada por escavação e remoção, por processos de mobilização e recapturação ou ainda por processos de concentração e recuperação. A extração implica em um tratamento adicional e/ou armazenamento subsequente.
Estabilização*	Relacionada ao local em que o contaminante permanece (*in situ*) e em que está com menor mobilidade e/ou com menor toxicidade devido à combinação de processos biológicos, químicos e físicos.
Contenção*	A pluma de contaminação está contida em um local ou via de acesso que impede a exposição da mesma ao ambiente envolto.
Reciclagem	Última alternativa de remoção do solo contaminado.

* Ambas deixam o contaminante *in situ*, o que significa que o desempenho desses processos em longo prazo requer uma avaliação completa e permanente e, eventualmente, a sua manutenção.

FONTE: Adaptado de Nathanail e Bardos (2004)

Além dos procedimentos citados na Tabela 1, existem outros fatores que devem ser levados em consideração para selecionar um método de remediação efetiva de um solo contaminado. Estes incluem os fatores indicados na Figura 2.

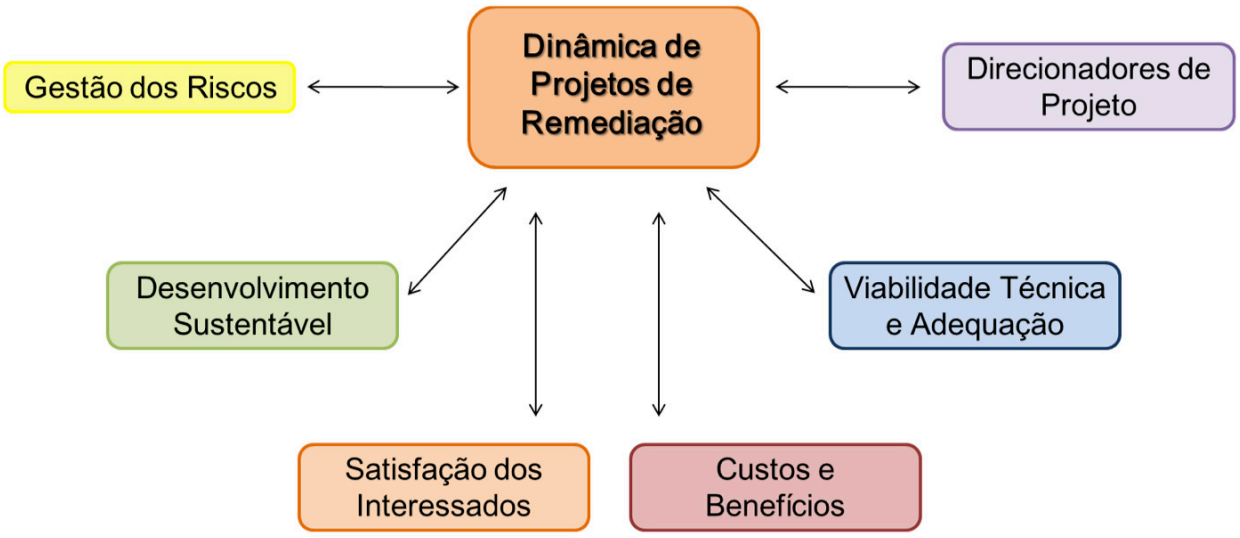


Figura 2. Fatores que influenciam na escolha de uma técnica de remediação.

FONTE: Adaptado de Nathanail e Bardos (2004)

Os fatores, decisões e ações que podem ser tomadas em qualquer problema de solos também são definidos por um conjunto de limites que são específicos da área a ser tratada. Esses limites são, geralmente, agrupados em três categorias amplas (Nathanail e Bardos, 2004):

I. Limites que são propriedades intrínsecas do solo em questão, como, por exemplo, condições pedológicas, a natureza da contaminação, a acessibilidade ao local, os serviços disponíveis no local (água, energia elétrica, etc.);

II. Limites que são relacionados com a gestão do local, como o responsável pela área contaminada, interesses de uso da área antes, durante e após o tratamento do local para o estabelecimento de uma relação da metodologia de remediação a ser escolhida, tempo hábil e orçamento disponível;

III. Desenvolvimento e limites regulatórios, como, por exemplo, o Plano Diretor em que a área está inserida além de licenciamento e requerimentos legais envolvidos.

Por fim, existem outros delineamentos que também precisam ser levados em conta para escolher um método de remediação, já que à primeira vista, uma solução proposta pode parecer adequada, mas que após outras considerações não é factível e prática. São eles:

- Atuação prévia da tecnologia em questão em outros cenários, sua validação de sua eficiência por meio de informações de projetos anteriores;

- Disponibilidade de serviços e instalações no local a ser tratado;

- Duração do tratamento e seu custo ao longo do tempo;

Para muitos casos de solos contaminados, cuidados pós-tratamento são extremamente necessários, variando desde um simples controle do que ocorre na área até um monitoramento em longo prazo no que tange à contenção do contaminante e controle dos produtos de sua degradação até a completa reabilitação do solo.

Adicionalmente, as técnicas de tratamento podem ser utilizadas tanto para a remoção de contaminantes orgânicos, inorgânicos ou até mesmo quando ambos se encontram misturados. A maioria das técnicas de remediação age apenas na remoção da porção móvel dos contaminantes presentes nos solos. A Figura 3 mostra exemplos de técnicas eletroquímicas de tratamentos para a redução de contaminantes no solo.

Solos contaminados apresentam um dos mais complexos desafios para equipes interdisciplinares. A recuperação dessas áreas tem se mostrado de fundamental importância principalmente no que se refere ao isolamento e a retenção dos contaminantes através de meios que possibilitem o maior controle de migração dos mesmos (Rojas, Consoli e Heineck, 2009). Neste contexto, como foi citado anteriormente, características como local, concentração e comportamento do poluente a ser tratado, fauna e flora presentes, bem como o custo de tratamento,, mostram-se fundamentais para a tomada de decisão e escolha das técnicas adequadas e eficazes a serem empregadas (Da Silva et al., 2012). Inúmeras tecnologias para o tratamento de solos contaminados vêm sendo desenvolvidas ao longo dos anos, tecnologias estas que envolvem processos físicos, químicos e biológicos que podem ser utilizadas também em conjunto com outra para reduzir a contaminação a um nível segura e aceitável (Reddy, Admas e Richardson, 1999).

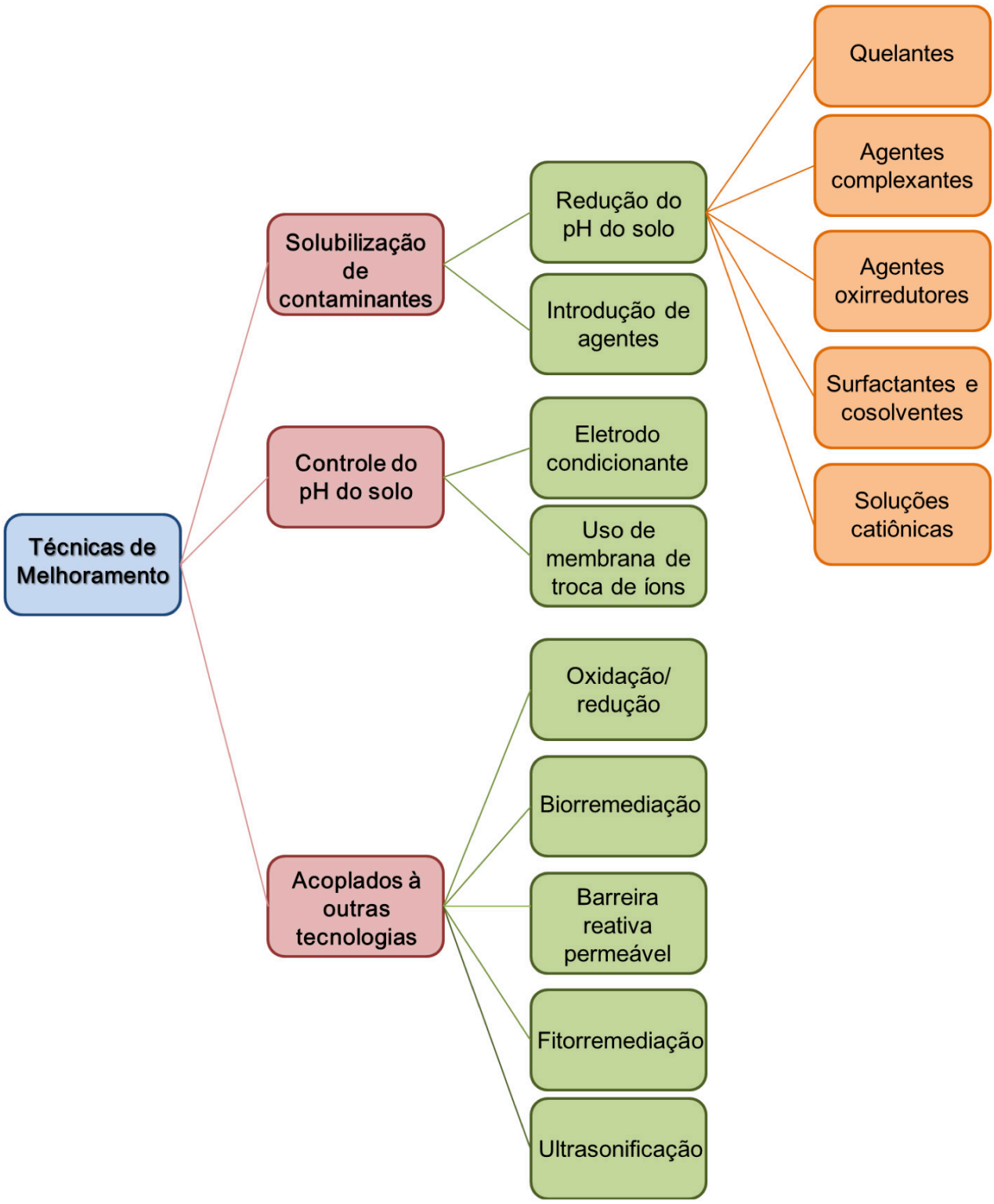


Figura 3. Classificação das técnicas de aprimoramento para remediação de solos.

FONTE: Yeung e Gu (2011)

Tendo conhecimento dos pontos expostos até o presente momento, as tecnologias de remediação de solos contaminados podem ser apresentadas nas próximas seções: tratamentos físicos, químico, biológicos e térmicos bem como, suas vantagens e desvantagens.

2.1. Tratamento Térmico

As técnicas baseadas em princípios térmicos exigem demandas energéticas bastante elevadas e muitas vezes têm como consequências possíveis emissões de outros contaminantes perigosos. Contudo, em algumas situações, são empregadas temperaturas substancialmente baixas, levando a consumos de energia menores. Uma vantagem em relação a este tipo de processo envolve a minimização de outros tipos de contaminação ambiental para o caso em que emissões gasosas forem tratadas antes de liberadas ao ambiente. Os custos para implementação deste tipo de tratamento variam de acordo com o tipo de estrutura a ser implementada, além de parâmetros intrínsecos do ambiente a ser tratado, como umidade, tipo de solo e concentração de poluente.

Tendo conhecimento dos pontos expostos até o presente momento, as tecnologias de remediação de solos contaminados podem ser apresentadas nas próximas seções: tratamentos físicos, químico, biológicos e térmicos bem como, suas vantagens e desvantagens.

2.2. Tratamento Físico-Químico

Os métodos atualmente mais usados que envolvem processos físico-químicos baseiam-se na transferência de um contaminante do solo a um receptor de fase líquida ou gasosa. Os principais produtos obtidos são o solo tratado e os contaminantes concentrados. O processo específico de tratamento depende do tipo(s) de contaminante(s), nomeadamente no que se refere ao tipo de ligação que este(s) estabelece(m) com as partículas do solo.

2.3. Tratamento Biológico

Os métodos biológicos se baseiam na capacidade de metabolização de compostos químicos por parte dos microrganismos. O solo apresenta elevado número de microrganismos que, gradualmente se adaptam à fontes disponíveis, desde açúcares facilmente metabolizáveis a compostos orgânicos de maior complexidade. Ao aplicar o tratamento biológico, os microrganismos naturais presentes na matriz do solo, são estimulados a degradar os contaminantes. Em determinadas situações (presença de contaminantes muito persistentes), pode ser necessário recorrer a microrganismos específicos ou a utilização de microrganismos geneticamente modificados, de modo a conseguir uma otimização da biodegradação. O tratamento biológico do solo diminui os riscos para a saúde pública, bem como para o ecossistema e, ao contrário da incineração ou dos métodos químicos, não interfere nas propriedades naturais do solo. Atualmente as principais técnicas biológicas de tratamento incluem (Da Silva et al., 2012): bioaumentação, bioestimulação, biorremediação passiva, bioventilação, compostagem, landfarming, e sistemas de lodos. Neste contexto, a Tabela 2 fornece um resumo das técnicas que podem ser utilizadas no tratamento de solos contaminados:

Tabela 2.
Quadro geral de técnicas utilizadas no tratamento de solos contaminados

TRATAMENTOS BIOLÓGICOS		
Técnica	**Componentes**	**Descrição**
Landfarming	Hidrocarbonetos de petróleo (Frtr, 1999e).	Processo biotecnológico, que utiliza a população microbiana do solo para a degradação dos contaminantes (Procópio *et al.*, 2009). Geralmente envolve o espalhamento de solos contaminados escavados em uma fina camada (não mais do que 1,5 m) sobre a superfície do solo de um local de tratamento e estimula a atividade aeromicrobiana dentro dos solos através de arejamento e/ou a adição de nutrientes, minerais e água/umidade (Usepa, 1998c; Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Compostagem	Produtos resultantes de petróleo (Usepa, 1998a); Compostos orgânicos voláteis (COVs) não halogenados; Compostos orgânicos voláteis halogenados, Compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCs); Pesticidas (Frtr, 1999b).	O tratamento envolve o empilhamento de solos contaminados em montes (pilhas) e posterior simulação de atividade microbiana aeróbia por arejamento e a adição de minerais, nutrientes, e umidade (Usepa, 1998a; Khan, Husain e Hejazi, 2004). Em alguns casos calor e pH são controlados para aumentar a biodegradação. As pilhas possuem um sistema subterrâneo que permite o fluxo de ar e sua área de exposição é revestida por material impermeável de modo a reduzir a quantidade de material lixiviado, evitando assim, o contato com o solo não contaminado.
Fitorremediação	Metais; radionuclídeos; Solventes clorados; hidrocarbonetos de petróleo, PCB, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), inseticidas; Organofosforados; Explosivos e Surfactantes (Khan, Husain e Hejazi, 2004)	A fitorremediação é uma técnica emergente que e envolve o emprego de plantas, bem como a microbiota associada a elas além de amenizantes como corretivos, fertilizantes e matéria orgânica presentes no solo. Esta técnica aliada às práticas agronômicas removem, imobilizam ou tornam os contaminantes menos perigosos ao meio ambiente (Pires *et al.*, 2003).

Sistemas de lodos	COVs não halogenados, SVOCs halogenados; Pesticidas; PCB (Frtr, 1999c).	Unidades onde ocorre a remoção da matéria orgânica pela ação de microrganismos aeróbios submetidos à aeração e presença constante de ar. Este tratamento biológico *ex situ* requer escavação do solo contaminado. Neste sistema bactérias são selecionadas para metabolizar o contaminante e solo escavado para que o tratamento ocorra de maneira controlada por biorreatores, onde a lama é misturada para manter os sólidos suspensos e os microrganismos em contato com os contaminantes. Nestes reatores, a biodegradação ocorre numa taxa rápida, com tempos de tratamento típicos variando de menos de um mês a mais de seis meses (Khan, Husain e Hejazi, 2004). Assim o processo é completado, a lama é desidratada e tratada (Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Passiva	Baixos índices de contaminação	Degradação natural realizada pelos próprios organismos presentes no solo.
Bioestimulação	-	Envolve a adição de nutrientes com o intuito de estimular a atividade dos microrganismos.
Bioventilação (ou *bioventing*)	Qualquer substância degradável por processos aeróbios. Produtos do petróleo.	O processo de *bioventing* é baseado na injeção de ar na área contaminada, sendo projetada para maximizar a biodegradação *in situ* e minimizar o eliminação de gases contaminados para a atmosfera. Esta técnica bombeia do ar apenas na zona insaturada ou vadosa (Usepa, 1998b; Khan, Husain e Hejazi, 2004).

TRATAMENTOS FÍSICOS		
Técnica	**Componentes**	**Descrição**
Lavagem de solo	Substâncias inorgânicas que incluem contaminantes radioativos, COVs, compostos orgânicos semi- voláteis (COSVs), petróleo, resíduos de combustíveis, metais, PCB, PAHs, e pesticidas (Frtr, 1999f).	Utiliza líquido (geralmente água, ocasionalmente combinada com solventes) e processos mecânicos para limpeza de solos. Os solventes são selecionados com base na sua capacidade de solubilização de contaminantes específicos bem como efeitos a saúde e ao meio ambiente. O processo de lavagem do solo separa solo fino (argila e silte) do solo mais grosseiro (areia e cascalho). Uma vez que os contaminantes de hidrocarbonetos tendem a se ligar às partículas mais finas de solos (principalmente argila e lodo), separa-se as partículas menores das maiores e reduz o volume de solo contaminado. Esta técnica é muitas vezes combinada a outras tecnologias. Recentemente tem sido proposta uma variação da técnica tradicional de lavagem de solos contaminados, onde uma solução de contaminantes se move para uma área onde pode ser removida a partir da lavagem do solo. Nesse caso, é feita a passagem de um fluido de extração através dos solos usando um processo de injeção ou infiltração. Se ocorrer a contaminação de águas subterrâneas, esta deve bombeada para a superfície e tratada (Frtr, 1999f; Khan, Husain e Hejazi, 2004).

Extração de vapor do solo (SVE)	COVs e COSVs (Frtr, 1999g)	Também conhecida como ventilação ou extração de solo a vácuo. Tipo de descontaminação de solos, onde ocorre a indução de fluxo de ar controlado para remoção de contaminantes voláteis e semivoláteis presentes no solo. Para a superfície do solo, tampas de geomembrana são muitas vezes colocadas sobre a superfície do solo para evitar curtos-circuitos, aumentando também o raio de influência dos poços. Bombas de pressão de água podem ser usadas para reduzir o afloramento da água do solo ou para aumentar a profundidade da zona vadosa. A injeção de ar é eficaz para facilitar a extração de contaminação com elevada profundidade, contaminação de solos com baixa permeabilidade e quando há contaminação na zona saturada do solo (Frtr, 1999g).
Solidificação/Estabilização	Metais, compostos inorgânicos; COVs.	Estabilização refere-se ao processo que reduz o risco por uma perda de conversão do contaminante em um meio menos solúvel, imóvel e menos tóxico. A solidificação consiste em um processo que encapsula o resíduo de contaminantes. A estabilização *in situ* e solidificação envolve três principais componentes: (1) um meio de mistura do solo contaminado em local; (2) um reagente de armazenamento, preparação e um sistema de alimentação; (3) um meio para distribuir os reagentes para a zona de mistura do solo (Khan, Husain e Hejazi, 2004)).

Vitrificação	-	A vitrificação ou vidro fundido é um método de estabilização/solidificação que utiliza uma poderosa fonte de energia para 'derreter' o solo em altíssima temperaturas (1600-2000°C), imobilizando a maioria de compostos inorgânicos, bem como destruindo os poluentes orgânicos por pirólise (Frtr, 1999d; Khan, Husain e Hejazi, 2004). As altas temperaturas destroem quaisquer constituintes orgânicos, o que resulta em subprodutos inorgânicos, tais como metais potencialmente tóxicos e radionuclídeos. Estes são incorporados a uma estrutura de vidro, que é geralmente forte, durável e resistente à lixiviação (Frtr, 1999c; Khan, Husain e Hejazi, 2004).
Dessorção térmica	Maioria dos hidrocarbonetos contaminantes dos solos (Khan, Husain e Hejazi, 2004), produtos orgânicos em geral (Frtr, 1999h). Mercúrio Compostos orgânicos voláteis, PAHs, PCB e pesticidas (Frtr, 1999f).	Tecnologia inovadora de tratamento onde o solo contaminado é escavado e blindado. Esta técnica envolve o aquecimento dos solos alcançando temperaturas entre 100-600°C. Dessa forma, assim que os contaminantes (com pontos de ebulição na faixa temperatura escolhida) vaporizarem e se separarem do solo, serão recolhidos e em seguida, tratados por outros meios *(Khan, Husain e Hejazi, 2004)*.
Encapsulamento	-	Modo alternativo de reparação por isolamento físico e contenção do material contaminado. Nesta técnica, os solos impactados são isolados por tampas de baixa tecido sintético permeável ou tampas de corte. A fonte de contaminação é coberta com camadas de permeabilidade de tecido sintético ou tampas de barro para limitar a infiltração de precipitação de modo a evitar a lixiviação e a migração de contaminantes.
Aeração	SVOCs, pesticidas e combustíveis. COV. Redução de odores (Frtr, 1999a).	Evaporação de componentes voláteis do petróleo presentes no solo para o ar. Processo no qual a área de contato entre a água e o ar é aumentada. O solo contaminado é espalhado e mobilizado. Os vapores recolhidos também requerem tratamento adicional (Frtr, 1999a).

Lotes de asfalto	Hidrocarbonetos	Este processo envolve a escavação dos solos contaminados, que, em seguida, são submetidos a um aumento térmico.

TRATAMENTOS QUÍMICOS		
Técnica	**Componentes**	**Descrição**
Oxidação	Poluentes orgânicos.	Processos Oxidativos Avançados (POAs), técnica baseada na formação de radicais hidroxilas altamente oxidantes, capazes de reagirem com praticamente todas as classes de compostos orgânicos e inorgânicos sendo que seus produtos de degradação final não são poluentes ao meio ambiente. A reação com base na utilização de Fenton baseia-se em uma mistura aquosa de Ferro (II) e peróxido de hidrogênio na qual ocorre a transferência de elétrons entre o peróxido e o redutor (Pereira, Marques e Pérez, 2009).

FONTE: Autoria própria

Além das tecnologias apresentadas na Tabela 2, deve-se ressaltar que a matéria orgânica desempenha um papel essencial na manutenção das principais funções do solo, sendo um fator essencial de resistência à erosão e de conservação da fertilidade do solo. Além desses componentes o solo possui uma fração mineral que inclui partículas de rochas em decomposição, argilominerais, manganês, alumínio e hidróxidos de ferro. Contudo, sendo o solo uma mistura, as substâncias húmicas e os minerais interagem, formando um complexo de adsorção coloidal, permitindo que a matéria orgânica assegure a capacidade de aglutinação e o efeito tampão do solo. Tudo isso contribui para limitar a difusão de contaminantes pelo solo, além de dificultar a contaminação de águas subterrâneas. Adicionalmente, estudos tem demonstrado que a matéria orgânica está envolvida diretamente na absorção de poluentes orgânicos hidrofóbicos em solos saturados de água, além de existir uma forte correlação entre o grau de adsorção e o conteúdo pedológico (Ortega-Calvo 1997; Tan, 2003). Assim, é possível afirmar que a origem e composição das frações húmicas e não húmicas influenciam de forma significante a sorção de contaminantes orgânicos, influenciando, portanto em sua biodegradação.

Observou-se que a disponibilidade de compostos orgânicos classificados como interferentes endócrinos (IE) pode ser diretamente influenciada pela presença de substâncias húmicas (SH), tornando estudos das interações entre as SH e esses interferentes endócrinos fundamentais para a compreensão do transporte e da reatividade deste tipo de contaminante no ambiente. Dados obtidos a partir de experimentos de sorção realizados por (Cunha 2012) utilizando IE e sedimentos com diferentes quantidades de matéria orgânica também identificaram a interação entre aqueles e a matéria orgânica contida.

Por fim, uma grande variedade de tecnologias de remediação está disponível para o tratamento de diversas áreas contaminadas. As condições do local, tipos de contaminantes, suas fontes e medidas de controle de origem do contaminante determinam a escolha da uma estratégia de remediação e tecnologia adequada. Os processos de tratamento podem ser, e no geral, são combinados para uma remoção com maior eficácia de contaminantes e materiais perigosos presentes em áreas contaminadas. Consequentemente, várias tecnologias podem fornecer uma remediação eficiente e rentável durante a determinação da estratégia e técnicas de remediação (Khan 2004).

3. EXPERIÊNCIAS JÁ REALIZADAS

Tendo visto as premissas principais que abrangem o tratamento de solos contaminados, torna-se necessário verificar também algumas experiências práticas já realizadas nesta área. Aqui é importante saber que existem duas abordagens utilizadas para estudar a distribuição dos microrganismos em agregados do solo: i. fracionamento com base na localização de microrganismos nas camadas interiores ou exteriores dos agregados do solo e; ii. a observação direta de microrganismos do solo *in situ* ou *ex situ* por meio de técnicas de microscopia (Li 2004). Como a observação direta dos microrganismos acaba sendo uma técnica mais precisa, este tópico visa destacar, principalmente, os processos microscópicos que ocorrem em um solo contaminado e suas consequências no sistema macroscópico a ser tratado.

Os processos microscópicos podem ser investigados e monitorados por intermédio de diversos equipamentos, sendo o mais comum o Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), o Microscópio Eletrônico de Transmissão e pelo Microscópio Confocal de Varredura a Laser. O MEV é uma poderosa ferramenta de ampliação que fornece informações topográficas e morfológicas por meio de imagens tridimensionais de alta resolução. Além disso, o MEV também é utilizado para obter informações precisas relacionadas às microestruturas de um material, sendo, portanto, bastante utilizado em várias áreas de pesquisas científicas e industriais. Adicionalmente, o MEV é uma

ferramenta essencial para conduzir, entender e aperfeiçoar metodologias utilizadas em diversos campos, como o da biologia, ciências da vida e pedologia, como veremos a seguir.

Como foi citado no início deste capítulo, a contaminação de solos por petróleo e seus derivados tem sido bastante evidente nos últimos anos. As principais fontes desse tipo de contaminação são postos de gasolina, plantas de petróleo, dutos de distribuição de líquido combustível, tanques de armazenamento e transporte (Wolicka 2009). Um solo contaminado com petróleo é tratado, comumente, por meio de três métodos: físico, químico e biológico. Os métodos físicos e químicos incluem a incineração, cloração, ozonização, e combustão da massa contaminada. Muitas destas tecnologias, no entanto, são caras e na maioria das vezes não remove o contaminante por completo. Contudo, o tratamento biológico via adição *in situ* de matéria orgânica específica parece ser um dos métodos mais promissores para tratar uma vasta gama de contaminantes orgânicos, em especial hidrocarbonetos. Além da vantagem de serem realizadas *in situ*, as tecnologias de biorremediação são as mais sustentáveis visto que, na maioria das vezes, simulam os processos naturais pedológicos, com um adicional de grandes possibilidades de degradar completamente os contaminantes (Liu 2010).

O petróleo bruto e seus produtos podem conter diversos tipos de compostos orgânicos, como por exemplo, os hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos. No que tange à contaminação de solos, os componentes mais tóxicos compreendem os compostos aromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX), que conseguem facilmente atingir as águas subterrâneas, representando assim grande risco de contaminação para organismos que as utilizam. Uma vez em contato com o solo, muitos dos microrganismos pedológicos podem degradar os BTEX em compostos não tóxicos ou em compostos inorgânicos. Esses microorganismos que degradam os hidrocarbonetos são, principalmente, bactérias (0,13-50 % do total de microrganismos do solo heterotróficos) e fungos (6-82 %), além de leveduras e microalgas (). No entanto, as bactérias são as mais utilizadas em biorremediação, pois elas são distinguidas facilmente por alta frequência, por sua rápida proliferação e também por ter grande abrangência quanto aos contaminantes utilizados por elas.

No primeiro exemplo prático, vamos analisar como uma colônia de bactérias viável para tratar uma área de estudo com a elevada concentração dos BTEX pode ser escolhida. Um fato que precisa ser levado em conta nesta etapa é a existência ou não de compostos de composição química semelhante à dos contaminantes, já que os microrganismos utilizados para a biorremediação podem utilizar esses semelhantes para sobreviveram, não degradando, portanto, os contaminantes. Assim, os meios de cultura para estudar esses microrganismos não devem conter, por exemplo, compostos químicos simples, como o etanol e acetato, que poderiam atuar como uma fonte

potencial de carbono para as bactérias e, assim, inibir significativamente o processo de biodegradação. Isso é uma prática comum, pois, no caso dos BTEXs, os microrganismos do solo são induzidos a utilizar esses contaminantes como fonte de carbono na segunda fase de biorremediação, onde ocorre a adaptação dos mesmos a um ambiente desfavorável. Dessa forma, a eficácia da biodegradação dos contaminantes depende de muitos fatores, dos quais o mais importante é o ambiente em que os microrganismos são isolados.

Na Figura 4, podem-se ver imagens de Microscopia de Fluorescência e de MEV para observar as contagens bacterianas para tratar um solo contaminado com BTEX e, dessa forma, caracterizar as colônias mais viáveis. Deve-se salientar que apenas alguns microrganismos do solo podem decompor simultaneamente diversos hidrocarbonetos e que, portanto, para ocorrer uma biorremediação efetiva do solo que foi contaminado com derivados de petróleo é necessária a aplicação de comunidades mistas de microrganismos (Wolicka 2009).

Em condições de laboratório, as culturas observadas na Figura 3 conseguiram atingir uma redução de 84% de benzeno, 86% de tolueno e 82% de xileno foram atingidos. Nas culturas com etilbenzeno como única fonte de carbono, a redução foi de cerca de 80%. Assim, pode-se concluir que a otimização de biodegradação de BTEX em condições de laboratório somada com estudos microscópicos oferece uma oportunidade para obter uma alta efetividade do tratamento de solos contaminados (Wolicka 2009).

Na maioria dos eventos de contaminação do solo por hidrocarbonetos, é bastante comum encontrar cenários onde existam baixos índices de populações microbianas, visto que os microrganismos não conseguem, em sua maioria, se adaptarem ao habitat quimicamente modificado. Este fato pode ser um problema, pois baixos índices de população microbiana pode significar a limitação da taxa de biodegradação do contaminante. Em casos como este, existe a possibilidade de utilizar biocarreadores porosos que conseguem imobilizar bactérias para a degradação de um material em específico, recuperando assim a população pedológica.

Neste contexto, na Figura 5 é possível notar um exemplo dos biocarreadores de carvão ativado e zeólito, ambos colonizados por micróbios e observados por MEV. Analisando as imagens, é possível perceber que o carvão ativado foi mais eficiente para imobilizar e carrear as bactérias, visto que o biofilme nele formado foi de cerca de 20 mm de espessura, em contraste com 5 mm de espessura sobre o zeólito (Liang 2009). Nestes casos de biocarreadores voltados para a biorremediação, são requeridos biofilmes de 10 a 20 mm de espessura, pois sabe-se que nesta magnitude a difusão dos substratos e do oxigênio para as atividades metabólicas no solo se dá mais facilmente (Liang 2009)).

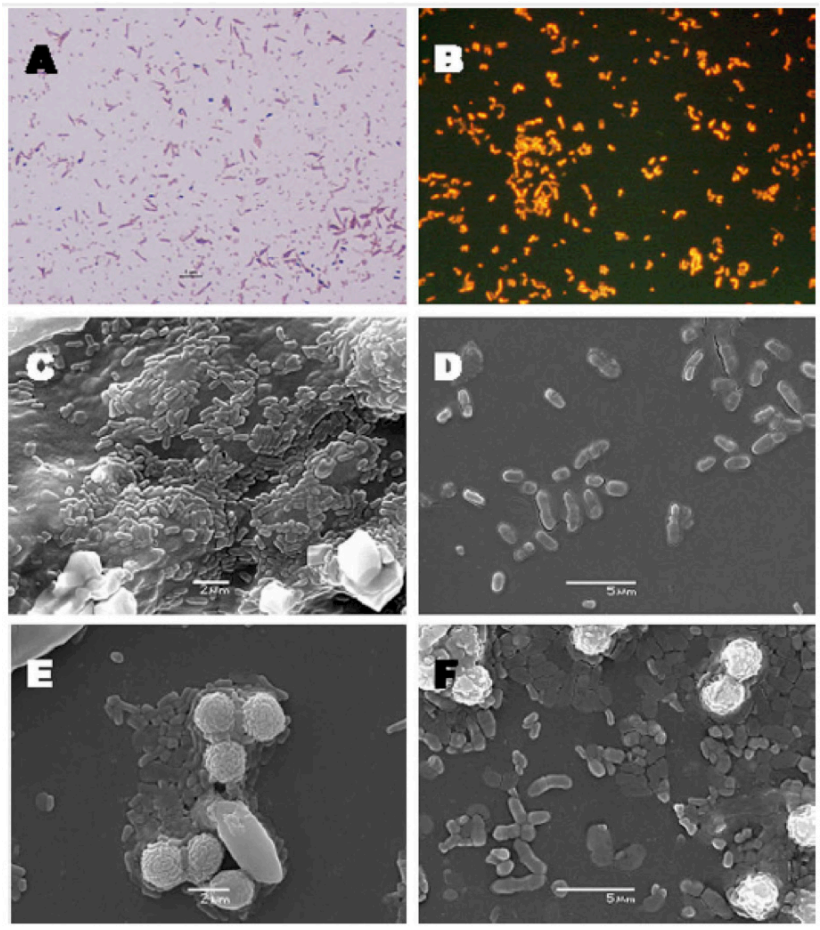


Figura 4. Comunidades de bactérias aeróbicas isoladas biodegradando (A-C) xileno, (D) tolueno, (E) benzeno e (F) etilbenzeno como única fonte de carbono. Reproduzido com permissão.

FONTE: Wolicka et al. (2009)

Adicionalmente, os carreadores de microrganismos devem possuir seis características principais: i. possuir uma estrutura porosa; ii. possuir uma área de superfície específica grande para que a adesão e a colonização de bactérias sejam eficientes; iii. ser um material inerte, não tóxico; iv. ser economicamente atrativo; v. adsorver nitrogênio e fósforo para o metabolismo dos microrganismos colonizados e; vi. acelerar a transferência de massa, água, oxigênio e nutrientes pelo solo (Liang 2009).

Uma das questões mais importantes no tratamento de solos via biocarreadores é a sobrevivência de bactérias introduzidas nos ambientes contaminados. É preciso conhecer as bactérias que o habitam previamente à

inserção dos carreadores, pois dessa forma, tanto as espécies introduzidas quanto às nativas tendem a se adaptar mais rapidamente e, assim, sobreviver para promover a degradação do contaminante alvo.

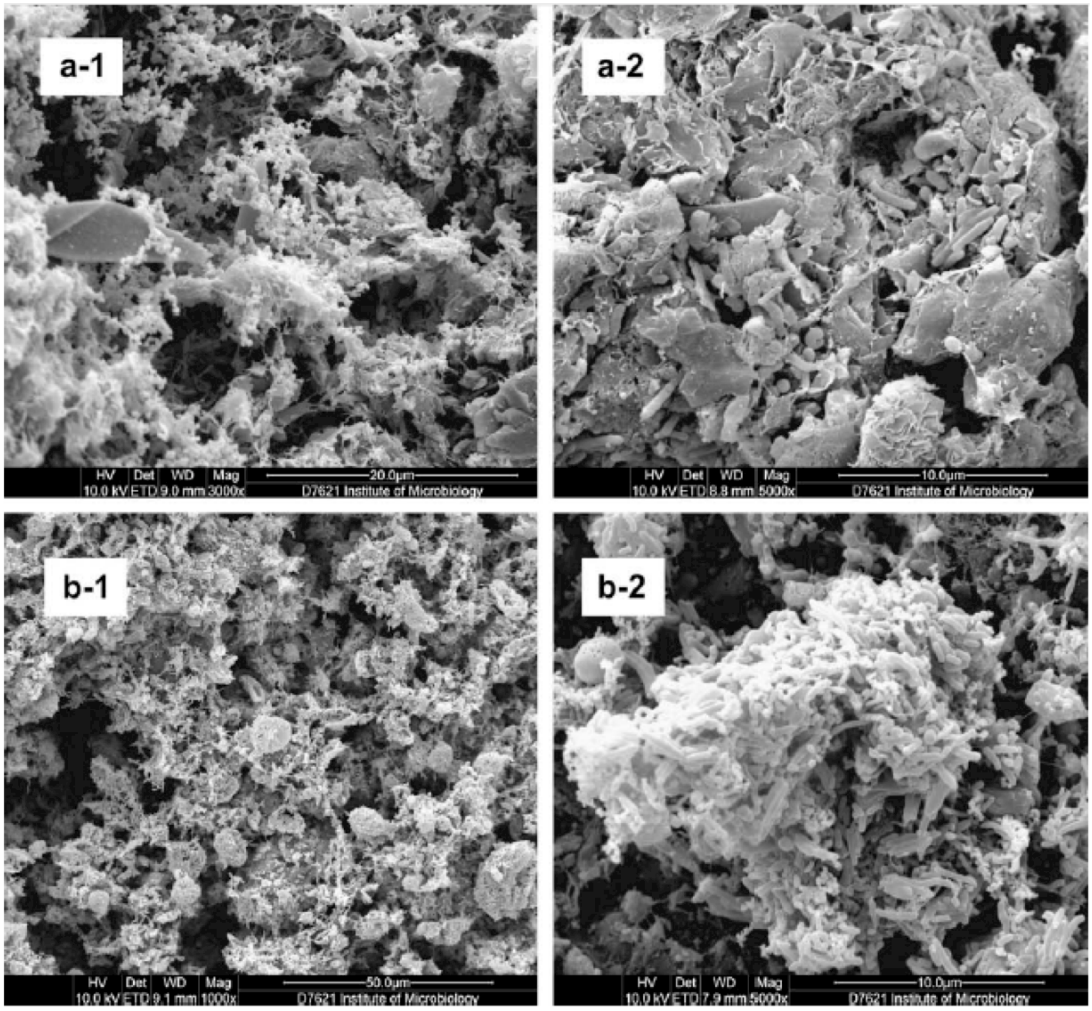


Figura 5. Eletromicrografias da (a-1) superfície exterior (3000x) e (a-2) ampliação local (5000x) do biocarreador zeolito e a (b-1) superfície exterior (1000x) e (b-2) ampliação local (5000x) do biocarreador de carvão ativado. Reproduzido com permissão.

FONTE: Liang et al. (2009)

Como é sabido, metais e radionuclídeos não podem ser degradados no meio ambiente (Tabak 2005). Contudo, os microrganismos pedológicos podem interagir com esses contaminantes e transformá-los, alterando sua

forma química por meio da modificação dos seus estados de oxidação (apenas adicionando ou removendo seus elétrons), que nada mais é do que a especiação; isto é, a dinâmica destes metais nos compartimentos e nas transformações biológicas pedológicas que implica diretamente em sua biotransformação. Dessa forma, a biorremediação de contaminantes como estes depende de uma interação complexa de vários processos químicos, físicos e biológicos. E este é caso que será mostrado no terceiro exemplo prático: a biorremediação de solos e sedimentos contaminados com metais e radionuclídeos.

Como foi citado, a biorremediação nestes cenários pode ser alcançada por meio da biotransformação. As alterações na especiação podem modificar a solubilidade dos metais e radionuclídeos, e, portanto, as suas propriedades de transporte e de toxicidade. E os responsáveis por essas alterações na especiação em solos contaminados são os microrganismos dissimulatórios redutores de metais, como é o caso das bactérias da espécie *Geobacter*, que conseguem por meio de reações enzimáticas, reduzir o U(VI), que é a forma solúvel, em U (IV), que é a forma insolúvel, facilitando assim sua remoção do ambiente contaminado, além de dificultar sua migração no solo (Tabak 2005).

Os processos de alteração na especiação são alcançados quando um composto orgânico simples, tais como acetato ou lactato, é adicionado ao ambiente contaminado. Por este procedimento, os microrganismos aeróbios consumem rapidamente o oxigênio e o nitrato disponíveis no solo. Assim, microrganismos dissimulatórios redutores de metais começam a metabolizar o composto orgânico simples reduzindo-o para gás carbônico enquanto reduz simultaneamente os metais que existem no seu entorno (Tabak 2005). Logo, os compostos orgânicos simples conseguem fornecer os elétrons aos microrganismos dissimulatórios para a promoção de uma biorremediação efetiva.

Os mecanismos utilizados para a alteração da especiação de contaminantes como metais e radionuclídeos parecem variar de espécie para espécie de microrganismos dissimulatórios redutores. E é neste sentido, que estudos microscópicos podem ser altamente viáveis para analisar o comportamento de uma espécie quando esta é confrontada com um contaminante específico. Na Figura 6 são mostradas bactérias crescendo com óxidos insolúveis de Mn(IV) como receptor de elétrons (Tabak 2005). Por intermédio de imagens sequenciais de MEV, pode-se claramente observar como é o desenvolvimento, crescimento e atuação de uma população de microrganismos perante a evolução da biodegradação do contaminante.



Figura 6. *Geobacter sulfurreducens* crescendo com óxidos insolúveis de Mn(IV) como receptor de elétrons. Reproduzido com permissão.

FONTE: Tabak et al. (2005)

Técnicas de tratamento de solos contaminados como a descrita anteriormente se tornam importantes em uma época em que os metais potencialmente tóxicos se fazem cada vez mais presentes em efluentes industriais e, consequentemente, em nosso meio ambiente. Contudo, os mecanismos de ligação metal-microrganismo ainda não são bem compreendidos devido à natureza complexa da biomassa microbiana. Assim, testar a viabilidade microbiana e as reações enzimáticas que acontecem no processo de biotransformação de contaminantes é essencial para o sucesso do tratamento. Isto porque, na maioria das vezes, os microrganismos acabam se adaptando aos ambientes contaminados e com essa evolução, acabam por não degradar mais o xenobiótico presente em seu meio. Quando isso é constatado com a ajuda de microscópios, é bastante recomendada a utilização de microrganismos geneticamente modificados (Srivastava 2006).

O próximo exemplo prático tratará do estudo da redução microbiana do Cr(VI), bem como a identificação dos produtos intermediários desta redução. Atualmente, o método mais comum para a investigação da redução do Cr(VI) em culturas bacterianas é via Ensaio Colorimétrico da Difenilcarbazida, onde a concentração do Cr(VI) é determinada por produtos de oxidação do reagente difenilcarbazida (Srivastava 2006). No entanto, esta técnica não consegue fornecer as informações necessárias para a compreensão dos processos de redução microbiana na escala

submícron para uma maior efetividade da biorremediação ser alcançada. E é nesse ponto em que as análises de Microscopia Eletrônica de Transmissão e de Microscopia Eletrônica de Varredura têm sido utilizadas. Estas técnicas possuem resolução suficiente para estudar a relação espacial entre as células e os produtos de redução do contaminante. Adicionalmente, a Espectroscopia de Raios-X por Dispersão em Energia pode ser amplamente utilizada para identificar os elementos químicos presentes nos produtos de redução associados com microrganismos. A Figura 7 mostra a combinação dessas análises e como elas podem ajudar a descrever um cenário possível para escolher uma técnica viável de tratamento de solos contaminados. Neste caso em específico, as análises na Figura 6 foram feitas para avaliar as alterações morfológicas na cepa de fungos estudada em resposta à acumulação de cromo, bem como quantificar o cromo incorporado pelas cepas.

Como pode ser verificada, a observação direta de microrganismos por técnicas de microscopia é uma ferramenta importante para o estudo e adaptação de técnicas de biorremediação para solos contaminados. Da mesma forma que eles podem ser estudados *ex situ*, no sexto exemplo prático, vamos ver que também é possível estudar os microrganismos e sua relação com os microhabitats *in situ*. Para compreender este exemplo prático, é preciso lembrar que o agregado de solo é considerado como sendo o habitat básico dos microrganismos pedológicos e que, por isso, a distribuição deles está intimamente relacionada com a estrutura e composição dos agregados (Li 2004).

Para o estudo do solo, no contexto da biorremediação, análises na escala micro são as mais adequadas. Para tanto, a Microscopia de Fluorescência é mais utilizada, visto que ela permite o estudo, em alta definição, de biofilmes microbianos, de processos de compostagem e incrustação. Nesta técnica é bem comum o uso de diferentes corantes fluorescentes que conseguem diferenciar as células metabolicamente ativas de células inativas em populações microbianas pedológicas.

No caso mostrado na Figura 3, a Microscopia de Fluorescência é utilizada para a obtenção de um mapeamento da posição espacial dos microrganismos no solo por meio de imagens 3-D. Adicionalmente, a Figura 8 mostra que se podem obter informações sobre a estrutura e densidade das comunidades microbianas em seus microhabitats e, consequentemente, avaliar seu comportamento perante a um ambiente contaminado. Da mesma forma, pode induzir à escolha de espécies mais efetivas por meio do estudo do aumento ou diminuição da população microbiana em determinadas seções do solo.

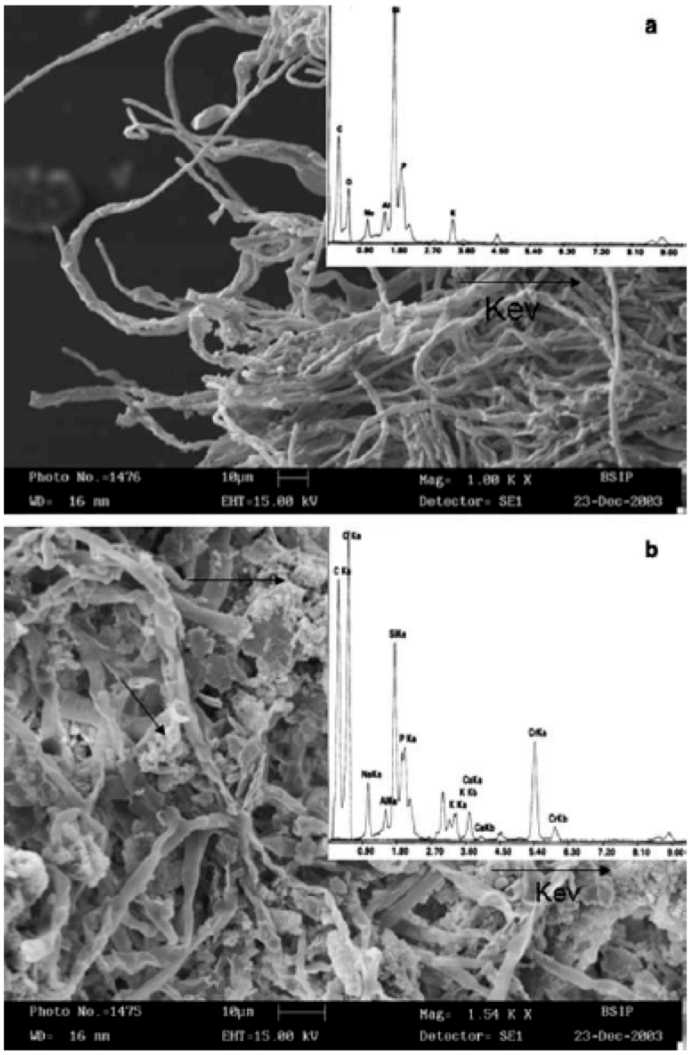


Figura 7. (a) Microscopia Eletrônica de Varredura e Espectroscopia de Raios-X por Dispersão em Energia do micélio do fungo Aspergillus niger e (b) biossorção do cromo no micélio.

FONTE: Srivastava e Thakur (2006)

A maioria das bactérias (> 90%) em ambientes pedológicos está ligada às fases de partículas dos solos (Tabak 2005). O conhecimento da localização e composição microbiológicas associadas a estes é necessário para compreender melhor os fatores que controlam as características bioquímicas e de especiação dos contaminantes, como por exemplo, a disponibilidade de elétrons livres, pH, a cinética enzimática e as limitações difusionais do meio contaminado. Conhecendo dados como estes, será possível determinar o papel dos microrganismos e, portanto, da melhor metodologia de tratamento, a fim de influenciar ou controlar o destino e transporte dos contaminantes.

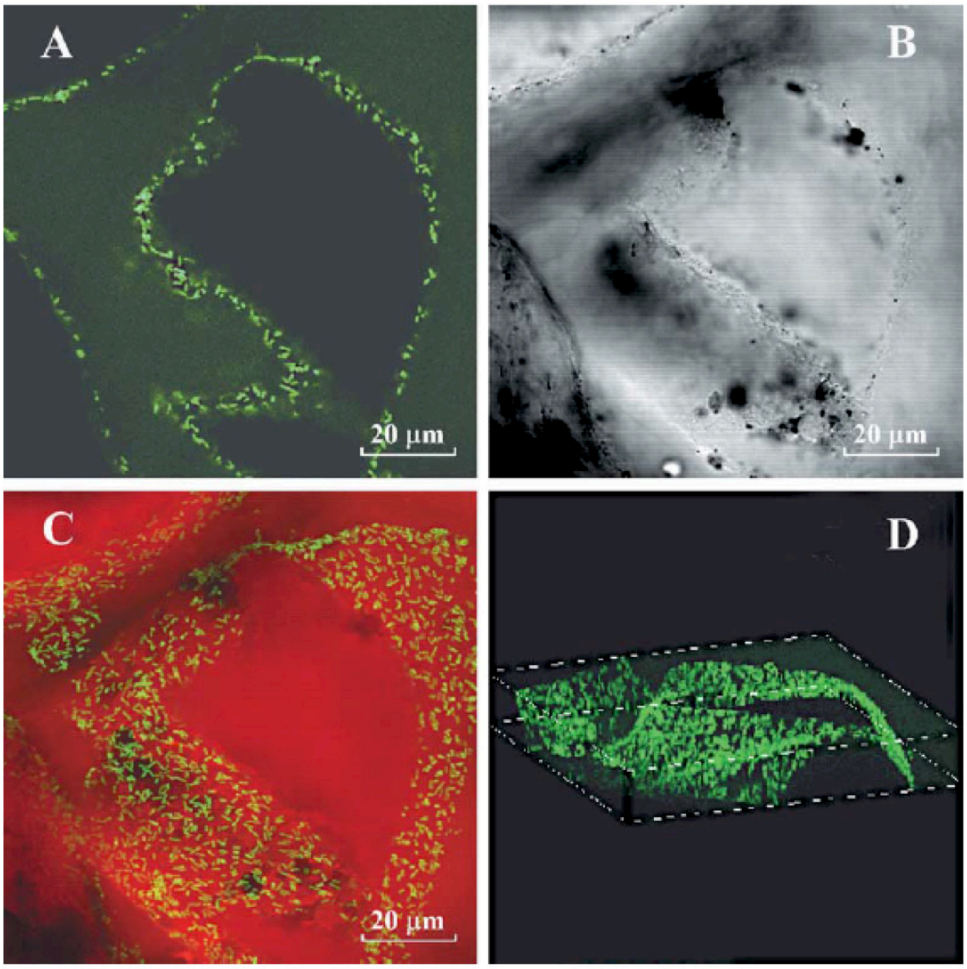


Figura 8. Imagens de isotiocianato de fluoresceína de Escherichia coli marcadas em um solo arenoso inoculado. (A e B) Imagens confocais 2-D de uma única seção ao longo do eixo z sob a luz incidente e luz transmitida, respectivamente; (C) imagem de projeção C e; (D) imagem 3-D reconstruída a partie de 25 cortes confocais em série com incrementos de 400nm. Comprimento de onda de excitação foi de 488 nm. Verde foi atribuído às bactérias e vermelho em foi atribuído para a areia. Reproduzido com permissão.

FONTE: Li, Dick e Tuovinen (2004)

4. CONCLUSÕES

Como exposto neste capítulo, várias são as formas de tratamento já utilizadas no que diz respeito ao tratamento de solos contaminados. Além de técnicas já desenvolvidas, o fomento a pesquisa está abrindo possibilidades mais efetivas, como o intermédio e utilização de matéria orgânica incorporada a um sistema contaminado. É importante ressaltar que não só o desenvolvimento de novas técnicas como também o aprimoramento das já existentes é de

fundamental importância para obtenção de resultados satisfatórios e eficiência do tratamento. Por envolver uma área multidisciplinar e bastante complexa, caracterizada por inúmeras interações é importante realizar um estudo detalhado que envolva condições, descrição da área, dados geológicos, hidrológicos bem como o conhecimento do(s) contaminante(s) em questão além das possíveis vias de transporte e fatores de risco envolvidos. A escolha da técnica de tratamento em biológico, físico, químico e/ou térmico, bem como, a forma de tratamento *in situ*/*ex situ*, on-site/off-site deve ser feita respeitando a demanda dos custos envolvidos no processo, além das características da área e contaminante em questão já citadas.

O monitoramento anteriormente feito a partir de parâmetros físico-químicos, biológicos, com o avanço da resolução e facilidade de uso dos microscópios disponíveis atualmente torna cada vez mais simples entender, prever e testar novas metodologias em escalas cada vez maiores. Isso permite a capacidade de validação de metodologias simples e ferramentas de tratamento além de ser economicamente viáveis, que também possam ser ambientalmente atrativas.

LITERATURA RECOMENDADA

BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C.; CUNHA, B. B.; OLIVEIRA, L. K.; GOVEIA, D.; ROCHA, J. C.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Characterization of the Interactions between Endocrine Disruptors and Aquatic Humic Substances from Tropical Rivers. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 6, p. 1103-1110, 2011. ISSN 0103-5053.

BRASIL. **Exposição humana a resíduos organoclorados na Cidade dos Meninos, Município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro: relatório de trabalho da Comissão Técnica Assessora ao Ministério da Saúde, instituída pela Portaria/GM nº 896, de 9 de maio de 2002**. Brasília: Ministério da Saúde, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Insumos Estratégicos. Departamento de Ciência e Tecnologia 2003.

CETESB. Relação de Áreas Contaminadas. CETESB. 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/areas-contaminadas/2012/mapa-atividades.jpg> 2013. Acesso em: 13 dez. 2014.

CHAERUN, S. K.; TAZAKI, K.; ASADA, R.; KOGURE, K. Bioremediation of coastal areas 5 years after the Nakhodka oil spill in the Sea of Japan: isolation and characterization of hydrocarbon-degrading bacteria. **Environment International,** v. 30, n. 7, p. 911-922, Sep 2004. ISSN 0160-4120.

CUNHA, B. B.; BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C.; CARLOS, V. M.; POMPEO, M. L. M.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Kinetics and Adsorption Isotherms of Bisphenol A, Estrone, 17 beta-Estradiol, and 17 alpha-Ethinylestradiol in Tropical Sediment Samples. **Water Air and Soil Pollution,** v. 223, n. 1, p. 329-336, Jan 2012. ISSN 0049-6979.

DA SILVA, W. T. L.; MARTELLI, L.; ALMEIDA, T. L.; MILORI, D. M. B. P. Contaminação do solo: aspectos gerais e contextualização na química ambiental. In: ANDRE H. ROSA, L. F. F., VIVIANE MOSCHINI-CARLOS (Ed.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. 1. Porto Alegre: Bookman, 2012. cap. 3, p.67-83.

FRTR, Aeration. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999a. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_37.html>. Acesso em: 12 fev. 2014.

FRTR, Composting. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999b. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-12.html>. Acesso em: 20 set. 2014.

FRTR, In and ex situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999c. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_24.html>. Acesso em: 12 jan. 2014.

FRTR, In situ solidification/stabilization. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999d. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_10.html>. Acesso em: 23 jan. 2014.

FRTR, Landfarming. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999e. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_13a.html>. Acesso em: 20 set. 2014.

FRTR, Soil flushing. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999f. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_8.html>. Acesso em: 20 dez. 2014.

FRTR, Soil Vapor Extraction. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999g. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-7.html>. Acesso em: 20 dez. 2014.

FRTR, Thermal desorption. Federal Remediation Technologies Roundtable. 1999g. Disponível em: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4_29.html>. Acesso em: 13 fev. 2014.

KHAN, F. I.; HUSAIN, T.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. **Journal of Environmental Management,** v. 71, n. 2, p. 95-122, Jun 2004. ISSN 0301-4797.

KHAN, M.; SCULLION, J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination. **Environmental Pollution,** v. 110, n. 1, p. 115-125, 2000. ISSN 0269-7491.

LI, Y.; DICK, W. A.; TUOVINEN, O. H. Fluorescence microscopy for visualization of soil microorganisms - a review. **Biology and Fertility of Soils,** v. 39, n. 5, p. 301-311, Apr 2004. ISSN 0178-2762.

LIANG, Y. T.; ZHANG, X.; DAI, D.; LI. G. Porous biocarrier-enhanced biodegradation of crude oil contaminated soil. **International Biodeterioration & Biodegradation,** v. 63, n. 1, p. 80-87, Jan 2009. ISSN 0964-8305.

LIU, W. X.; LUO, Y.; TENG Y.; LI, Z.; MA, L. Q. Bioremediation of oily sludge-contaminated soil by stimulating indigenous microbes. **Environmental Geochemistry and Health,** v. 32, n. 1, p. 23-29, Feb 2010. ISSN 0269-4042.

NATHANAIL, C. P.; BARDOS, R. P. **Reclamation of contaminated land**. England: John Wiley & Sons Ltd, 2004. 256.

ORTEGA-CALVO, J. J.; LAHLOU, M.; SAIZ-JIMENEZ, C. Effect of organic matter and clays on the biodegradation of phenanthrene in soils. **International Biodeterioration & Biodegradation,** v. 40, n. 2-4, p. 101-106, Sep-Dec 1997. ISSN 0964-8305.

PEREIRA, C. A.; MARQUES, M. R. C.; PÉREZ, D. V. Avaliação da potencialidade de processos pseudo-fenton para remediação de solos contaminados por diesel. **Química Nova,** v. 32, n. 8, p. 2200-2202, 2009.

PERMINOVA, I. V.; HAATFIELD, K. **Remediation Chemistry Of Humic Substances: Theory And Implications For Technology**. Zvenigorod, Russia: NATO Sciencer Series, 2002.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M.; SILVA, A. A.; PROCÓPIO, S. O.; FERREIRA, L. R. Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. **Planta Daninha,** v. 21, n. 2, p. 335-341, 2003.

PROCÓPIO, S. O.; PIRES, F. R.; SANTOS, J. B.; SILVA, A. A. **Fitorremediação de Solos com Resíduos de Herbicidas**: Embrapa Tabuleiros Costeiros**:** 32 p. 2009.

REDDY, K. R.; ADMAS, J. F.; RICHARDSON, C. Potential technologies for remediation of Brownfield. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management,** v. 3, n. 2, p. 61–68, 1999.

ROJAS, J. W. J.; CONSOLI, N. C.; HEINECK, K. S. Tratamento de solo contaminado: análise do encapsulamento de metais pesados. **Estudos Tecnológicos,** v. 5, n. 1, p. 79-88, 2009.

SINGH, S.; SINHA, S. Scanning electron microscopic studies and growth response of the plants of Helianthus annuus L. grown on tannery sludge amended soil. **Environment International,** v. 30, n. 3, p. 389-395, May 2004. ISSN 0160-4120.

SOUZA, E. F.; PERES, M. R.; MORAES, S. B. Avaliação do desempenho de surfactantes para a solubilização de fases líquidas não aquosas em meio aquoso. **Química Nova,** v. 33, n. 3, p. 532-538, 2010.

SRIVASTAVA, S.; THAKUR, I. S. Biosorption potency of Aspergillus niger for removal of chromium (VI). **Current Microbiology,** v. 53, n. 3, p. 232-237, Sep 2006. ISSN 0343-8651.

TABAK, H. H.; LENS, P.; van HULLEBUSCH, E. D.; DEJONGHE, W. Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides – 1. Microbial processes and mechanisms affecting bioremediation of metal contamination and influencing metal toxicity and transport. **Reviews in Environmental Science and Bio/ Technology,** v. 4, p. 115–156, 2005.

TAN, K. H. **Humic matter in soil and the environment. Principles and controversies.** New York: Marcel Dekker, 2003. 385.

USEPA. Biopiles. **EPA 510-B-95-007**. 1998a. Disponível em: <http://www.epa.gov/swerust1/cat/biopiles.htm>. Acesso em: 12 dez. 2013.

USEPA. Bioventing. **EPA 510-B-95-007**. 1998b. Disponível em: <http://www.epa.gov/OUST/cat/biovent.html>. Acesso em: 10 fev. 2014.

USEPA. Landfarming. **EPA 510-B-95-007**. 1998c. Disponível em: <http://www.epa.gov/swerust/cat/landfarm.htm>. Acesso em: 15 jan. 2014.

WOLICKA, D.; SUSZEK, A.; BORKOWSKI, A.; BIELECKA, A. Application of aerobic microorganisms in bioremediation in situ of soil contaminated by petroleum products. **Bioresource Technology,** v. 100, n. 13, p. 3221-3227, Jul 2009. ISSN 0960-8524.

YEUNG, A. T.; GU, Y. Y. A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials,** v. 195, p. 11-29, Nov 2011. ISSN 0304-3894.

Boxe Temático

Vermicompostagem como Estratégia para Biorremediação de Solos

Jussara Aparecida de Oliveira Cotta

Há uma preocupação cada vez maior em relação ao potencial de contaminação por derramamentos de combustível. As indústrias de petróleo lidam diariamente com problemas decorrentes de acidentes durante a exploração, refino, transporte e armazenamento do petróleo e seus derivados (Furtado, 2005). Uma grande variedade de processos físico-químicos e biológicos tem sido utilizada na remoção de hidrocarbonetos de petróleo no ambiente. Processos como extração de vapores do solo, recuperação de produto livre, bioventilação, extração com solventes, incineração, torres de aeração, adsorção em carvão ativado, biorreatores, entre outros, têm sido implementados para controlar e remover contaminantes orgânicos de sistemas de solo subsuperficial. No entanto, longos períodos de tempo e altos custos estão normalmente associados com a grande maioria dos processos utilizados para remediação de áreas contaminadas. Por outro lado, a biorremediação vem recentemente ganhando aceitação, sendo a forma mais usada e pesquisada para a descontaminação de matrizes contendo compostos tóxicos, principalmente em locais contaminados por derramamentos de derivados de petróleo (Saint-Denis et al., 1999; Saterbak et al., 1999; Saterbak et al., 2000). É um método de tratamento de baixo custo para a descontaminação de solos contaminados por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e outros hidrocarbonetos. Embora a compostagem tenha sido realizada por décadas para degradação de resíduos em lixões municipais, entre outros, ela ainda é uma tecnologia mais utilizada *ex situ*, em estudo para descontaminação de solos com poluentes orgânicos. Estudos como de Kästner et al., 1996; Wischimann e Steinhart, 1997; Jørgensen et al., 2000; Semple et al., 2001; Namkoong et al., 2002; Van gestel, 2003; Romantschuk et al., 2000) mostram que a compostagem pode ser utilizada com eficácia na remoção de HPAs em solos e relatam seu uso como estratégia de biorremediação de solos contaminados. Entretanto, estudos que envolvam a utilização da vermicompostagem estão em um estágio inicial, sendo a técnica demonstrada por poucas pesquisas, como a de Tharakan et al. (2004), que estudaram a biorremediação de congêneres de bifenilas policloradas e a de Hickman et al. (2005) que avaliaram a aplicação da vermicompostagem para a biorremediação de solos contaminados. Recentemente

Cotta et al. (2009) no Instituto de Química da São Carlos, da Universidade de São Paulo pesquisaram a biorremediação de HPAs em solos contaminados por diesel utilizando a vermicompostagem. Investigaram o papel da matéria orgânica durante o processo para melhorar a atividade de remoção desses compostos no sistema solo, bem como o papel da minhoca. Em diferentes caixas foi adicionado solo dopado a 2% de diesel (v/v) e quantidades estabelecidas de esterco bovino. A inoculação foi realizada com minhoca Eisenia fetida. Foram realizadas 7 coletas durante 3 meses e determinadas as concentrações dos HPAs por cromatografia líquida de alta eficiência. Neste estudo, observa-se, pelos resultados obtidos, que os compostos foram removidos durante a vermicompostagem, enquanto a concentração dos compostos na caixa contendo o solo dopado (utilizado como controle - A) permaneceu quase sempre inalterada. A Tabela 1 mostra o percentual de remoção dos HPAs ao longo do processo de biorremediação nesse estudo.

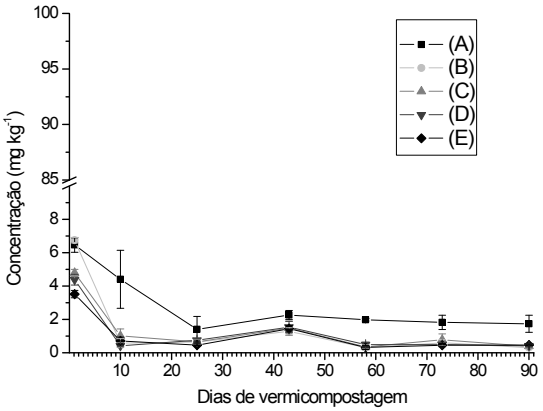
Tabela 1.
Percentual de remoção dos HPAs (%) durante o processo de biorremediação em cada tratamento

HPAs	B	C	D	E
Naftaleno	95,4	91,8	90,6	86,8
Acenaftileno	88,6	72,1	79	91,5
Acenafteno + Fluoreno	97,9	94,2	93	86,4
Fenantreno	94	89,8	71,3	47,3
Antraceno	99,1	97,8	98,8	98
Fluoranteno	97,8	98,3	97	93,8
Pireno	100	100	100	100
Benzo[a]antraceno	71,6	83,5	86,1	86,3
Criseno	83,1	82,2	84,3	83,3
Benzo[e]pireno	61,2	27,2	66,9	60,9
Benzo[e]acefenantrileno	33,4	18,6	ND	ND
Benzo[k]fluoranteno	49,4	55,9	64,7	64,6
Benzo[a]pireno	0	0	0	0
Dibenzo[a,h]antraceno	51,9	73,6	70,2	50,6
Benzo[g,h,i]perileno	ND	ND	ND	ND
Indeno[1,2,3-cd]pireno	ND	ND	ND	ND

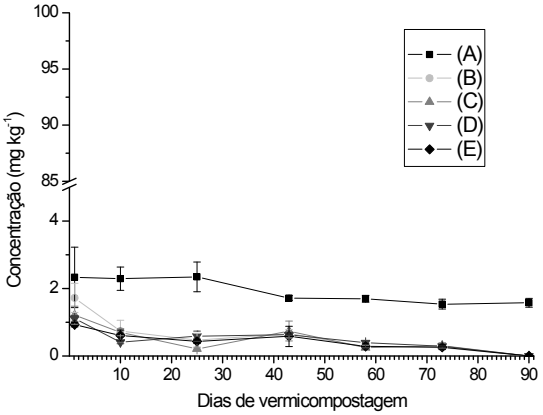
(A) 0% de esterco bovino e 100% solo a 2% diesel; (B) 25% de esterco bovino e 75% solo a 2% diesel; (C) 50% de esterco bovino e 50% solo a 2% diesel; (D) 60% de esterco bovino e 40% solo a 2% diesel; (E) 75% de esterco bovino e 25% solo a 2% diesel e (F) 100% de esterco bovino e 0% solo a 2% diesel. ND = não detectado

Na Figura 1 mostra-se, como exemplo nesse estudo, a cinética de degradação dos compostos naftaleno e pireno no 1°, 10°, 25°, 43°, 58°, 73° e 90° dia dos experimentos de solo dopado a 2% (V/V) de diesel com porcentagens de 0, 25, 50, 60 e 75% de esterco bovino sem pré-compostar. Observa-se que houve uma diminuição na concentração deste HPA no tratamento A até o 25º dia. Este composto de baixa massa molar e de baixo ponto de ebulição e com maior polaridade que os demais HPAs tende a facilmente evaporar para o ambiente e a dissolver-se melhor em água. Por essa razão, é altamente suscetível ao processo de degradação, seja ela fotoquímica ou biológica. Observou-se, menos acentuadamente, o mesmo comportamento para o acenaftileno e acenafteno + fluoreno.

Relacionando-se o percentual de remoção de cada HPA (Tabela 1) durante a biorremediação com alguma de suas propriedades físico-químicas, verifica-se pela Figura 2(a) que o percentual de remoção durante a biorremediação diminui com o aumento da massa molar. Os HPAs que são mais polares e que apresentam menor massa molar degradaram com maior facilidade em relação àqueles compostos com maior massa molar. Fica claro que a persistência de HPAs no ambiente solo está possivelmente relacionada com o número de anéis benzênicos na molécula do HPA e sua massa molar. Os compostos que contêm até 4 anéis benzênicos (naftaleno, acenaftileno, acenafteno +fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, b(a)antraceno, criseno) apresentaram maior tendência à degradação, ou seja, maior remoção desses compostos durante o processo de biorremediação. Já os compostos que contêm mais de 4 anéis benzênicos, b(e)pireno, b(e)acefenantrileno, b(k)fluoranteno, b(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, apresentaram menor degradação. Esses compostos são mais apolares e menos voláteis, portanto, são menos susceptíveis à degradação, lixiviação e volatilização, tendendo a adsorver as partículas do solo com maior facilidade e a permanecem no ambiente por um longo tempo. Por essa razão são utilizados para efeito de monitoramento ambiental em áreas contaminadas por combustíveis (Wiidfl et al., 1992 e Utsumi et al., 1998). Esse mesmo comportamento é observado relacionando-se o percentual de remoção versus K_{ow}. Já o gráfico da remoção do HPA versus sua solubilidade em água, percebe-se um aumento da remoção dos HPAs com o aumento da solubilidade em água. Os compostos com maior solubilidade em água são mais polares e mais voláteis, portanto degradam mais facilmente.



(a)

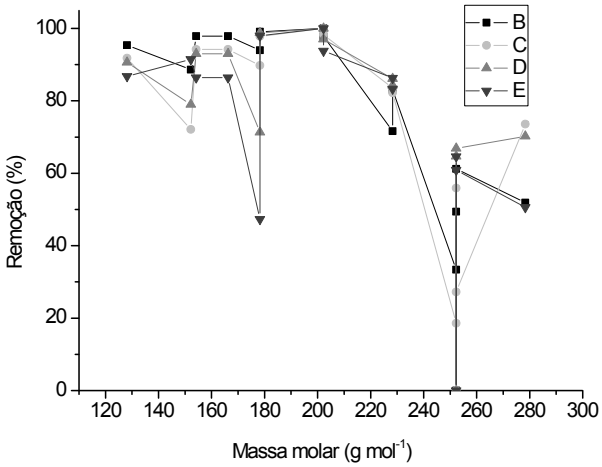


(b)

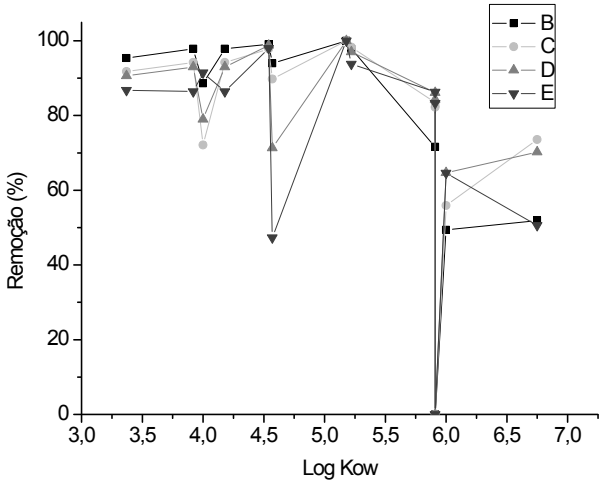
Figura 1. Concentrações (mg kg^{-1}) de (a) naftaleno e (b) pireno, nas amostras durante a biorremediação. Coleta realizada em triplicata. (A) 0% de esterco bovino e 100% solo a 2% diesel; (B) 25% de esterco bovino e 75% solo a 2% diesel; (C) 50% de esterco bovino e 50% solo a 2% diesel; (D) 60% de esterco bovino e 40% solo a 2% diesel; (E) 75% de esterco bovino e 25% solo a 2% diesel e (F) 100% de esterco bovino e 0% solo a 2% diesel.

Observaram, no presente estudo, que as minhocas deixam o solo com aspecto homogêneo, mantendo a sua fertilidade e estrutura e melhorando a capacidade de infiltração da água e aeração. Funcionam como engenheiras do solo, alterando o substrato através do qual elas se movimentam, melhorando o ecossistema dos solos. As minhocas fazem galerias através do solo, assim, acumulam muitos poluentes orgânicos lipofílicos do meio circundante, então elas podem ser usadas para remover os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) a partir do solo (Molson et al., 2002).

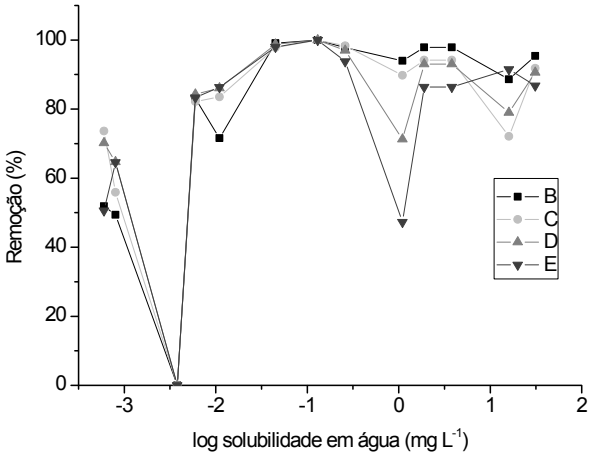
Ao retirar-se o material das caixas, Figura 3, observa-se que havia espaços onde o material encontrava-se em um maior estado de decomposição, e outros com menor estado de decomposição. Além disso, verificou-se a formação de clitelo nas minhocas e produção de casulos nas caixas dos tratamentos C, D, E, F, indicando a reprodução das minhocas.



(a)



(b)



(c)

Figura 2. Percentual de remoção do HPA durante o biorremediação versus (a) massa molar do HPA, (b) K_{ow} e (c) solubilidade em água. Onde: (B) 25% de esterco bovino e 75% solo; (C) 50% de esterco bovino e 50% solo; (D) 60% de esterco bovino e 40% solo; (E) 75% de esterco bovino e 25% solo.



Figura 3. Fotos experimentais utilizando esterco bovino sem pré-compostar após 3 meses. (D) 60% de esterco bovino e 40% solo a 2% diesel.

Nesse mesmo trabalho foram citados outros estudos como o de Contreras-Ramos et al. (2006) que estudaram a remoção de três HPAs, fenantreno, antraceno e benzo(a)pireno em solo esterilizado ou não esterilizado com ou sem biossólido ou vermicomposto, e com ou sem minhocas, da espécie Eisenia fetida, reportaram que a razão da remoção de fenantreno foi mais rápida no solo adicionando-se minhocas, que em solos sem minhocas após 7 dias. Os tratamentos demonstraram que o desaparecimento de fenantreno, antraceno e b(a)pireno nos solos é acelerado pela presença de minhocas. O efeito da adição de minhocas foi altamente significativo em matéria de perda de HPAs no solo, e que a atividade das minhocas aumenta a degradação de HPAs, estimulando a quantidade e a atividade da biomassa microbiana do solo e melhora a sua aclimatação e adaptação microbiana. Além disso, minhocas além de ajudarem na degradação de contaminantes dos solos e pela aeração, elas fornecem nutrientes para os microorganismos do solo. No estudo de Contreras-Ramos et al. (2006) foi também relatado o efeito da flora intestinal microbiana das minhocas e de sua atividade na remoção de HPAs no solo esterilizado com minhocas. Observaram uma maior remoção desses HPAs no solo esterilizado com minhocas do que no solo não-estilizado sem minhocas, mostrando que as minhocas têm maior capacidade de remoção que os microorganismos que vivem neste solo. Estes resultados sugerem que as minhocas e/ou os microrganismos que vivem em seu trato intestinal podem desempenhar um papel importante na remoção de HPAs. Os autores verificaram também que a adição de biossólido e vermicomposto em menor grau acelera a remoção de HPAs do solo.

A utilização de minhocas em um sítio contaminado é uma forma ambientalmente amigável para eliminar hidrocarbonetos do solo. No entanto, pode ter uma limitação quanto à grande quantidade de minhocas necessária para eliminar os HPAs de solo e para a necessidade de fornecer-lhe substrato suficiente, mantendo simultaneamente o teor de água do solo suficientemente alto para o seu normal funcionamento. Assim, sugere-se que o solo seja caracterizado e que se acrescente matéria orgânica (esterco bovino, por exemplo) para suprir os nutrientes necessários à manutenção das minhocas.

LITERATURA RECOMENDADA

CONTRERAS-RAMOS, S.M.; A´ LVAREZ-BERNAL, D.; DENDOOVEN, L. Eisenia fétida increased removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil. Environmental Pollution, v. 141, p. 396–401, 2006.

CONTRERAS-RAMOS, S.M.; A´LVAREZ-BERNAL, D.; DENDOOVEN, L. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms (Eisenia fetida). Soil Biology & Biochemistry, v. 40, p. 1954–1959, 2008.

COTTA, J. A. O. Aplicação de vermicompostagem para a biorremediação de solos contaminados por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Brasil, 2008.

FURTADO, M. Remediação de solos. Química e Derivados, p. 26-45, 2005.

HICKMAN, Z.A.; REID, B.J.; MUGGLETON, S.; STANLEY, P. Application of vermicomposting for the bioremediation of contaminated soils. In: INTERNATIONAL IN SITU AND ON SITU BIOREMEDIATION SYMPOSIUM, 8., 2005, Baltimore. Anais …, Maryland: Battelle, 2005. p.12.

JØRGENSEN, K. S; PUUSTINEN, J.; SUORTTI, A. M. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. Environmental Pollution, v. 107, p. 245-254, 2000.

KÄSTNER, M.; MAHRO, B. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil affected by the organic matrix of compost. Applied Microbiology and Biotechnology, v. 44, p. 668-675, 1996.

MOLSON, J.W.; FRIND, E.O. ;VAN STEMPVOORT, D.R.; LESAGE S. Humic acid enhanced remediation of an emplaced diesel source in groundwater: 2. Numerical model development and application. Journal of Contaminant Hydrology, v. 54, p. 277-305, 2002.

NAMKOONG, W.; HWANG, E. Y.; PARK, J.S.; CHOI, J.Y. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. Environmental Pollution, v. 119, p. 23-31, 2002.

ROMANTSCHUK, M.; SARAND, I.; PETÄNEN, T.; PELTOLA, R.; JONSSON-VIHANNE, M.; KOIVULA, T.; YRJÄLÄ, K.; HAAHTEL, K. Means to improve the effect of in situ biorremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. Environmental Pollution, v. 107, p. 179-185, 2000.

SAINT-DENIS, M.; NARBONNE, J. F.; ARNAUD, C.; THYBAUD, E.; RIBERA, D. Biochemical responses of the earthworm Eisenia fetida andrei exposed to contaminated artificial soil: effects of benzo(a)pyrene. Soil Biology and Biochemistry, v. 31, p. 1837–1846, 1999.

SATERBAK, A.; TOY, R. J.; WONG, D. C. L.; MCMAIN, B. J.; WILLIAMS, M. P.; DORN, P. B.; BRZUZY, L. P.; CHAI, E.Y.; SALANITRO, J. P. Ecotoxicological and analytical assessment of hydrocarbon- contaminated soils and application to ecological risk assessment. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 18, p. 1591–1607, 1999.

SATERBAK, A.; TOY, R. J.; MCMAIN, B. J.; WILLIAMS, M. P.; DORN, P. B. Ecotoxicological and analytical assessment of effects of bioremediation on hydrocarbon-containing soils. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 9, p. 2643–2652, 2000.

SEMPLE, K.T.; REID, B.J.; FERMOR, T.R. Impact of composting strategies on the tretament of soils contaminated with organic pollutants. Environmental Pollution, v. 112, p. 269-283, 2001.

THARAKAN, J.; ADDAGADA, A.; TOMLINSON, D.; SHAFAGATI, A. Vermicomposting for the bioremediation of PCB congeners in SUPERUND site media. In: BREBBIA, C.A.; KUNGOLOS, S.; POPOV, V.; ITOH, H. (Eds.). Waste Management and the Environmental II. Southampton : Wit Press, 2004. pp. 117-124

UTSUMI, A.; NAKASHIMA, A.,; ANDO, K.; KIZU, R.; HAYAKAMA K. Flow injection analysis of C-fuel oil-contaminated samples based on the fluorescence detection for polycyclic aromatic hydrocarbons. Analytical Sciences, v. 14, p. 845-847, 1998.

VAN GESTEL, K.; MERGAERT, J.; SWINGS, J.; COOSEMANS, J.; RYCKEBOER, J. Biorremediation of diesel oil-contaminated soil by composting with biowaste. Environmental Polution, v. 125, p. 361-368, 2003.

WIIDFL, S. R.; BERROW, M. L.; MCGRATH, S. P.; JONES, K. C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. Environmental Pollution, v. 76, p. 25-32, 1992.

WISCHIMANN, H.; STEINHART, H. The formation of PAH oxidation products in soil and soil/compost mixtures. Chemosphere, v. 35, n. 8, p. 1681-1698, 1997.



UNIDADE

4

Legislação



Capítulo 25

Solo Urbano: Conceito, Histórico e Legislação

Carlos Roberto Monteiro de Andrade
Sarah Feldman
Eulalia Portela Negrelos

1. CONCEITO E HISTÓRIA: O SOLO URBANO

Fundamento e condição indispensável para a constituição de assentamentos humanos, o solo, conforme o pedólogo Paolanti, “é um material de origem natural que cobre grande parte da superfície terrestre e constitui a base para a existência do homem.” (PAOLANTI, 2008: 25-43). Ao lado de suas características materiais – físicas, químicas, biológicas, etc., já abordadas em outros capítulos deste livro – o solo tem uma dimensão antropológica e social que não se separa da sua materialidade. A esta aderem representações simbólicas, subjetivas, religiosas e ideológicas, mas

também econômicas e políticas, que nos levam a cunharmos termos como “solo pátrio” ou “solo sagrado”. O solo é desse modo o chão sobre o qual se estabelece uma sociedade, seja ela nômade ou sedentária.

Do latim solum, que significa pavimento, o solo é o estrato mais superficial da crosta terrestre. Em alemão, grund tem o significado tanto de solo, como de fundamento, mas também de terreno, solo como sinonímia de terra (cf. Dicionário Houaiss. Rio de Janeiro: Objetiva, 2001). Independente de seu fim ou uso, o solo se constitui como condição básica para a produção social. Em uma sociedade capitalista como a nossa, o solo também assume a forma mercadoria, ou seja, além de seu valor de uso (solo agrícola ou solo urbano) – e este será determinado por suas condições ambientais e também por suas condições locacionais – terá um valor de troca, determinado por fatores diversos – materiais, locacionais, financeiros, de mercado, especulativos. O solo como mercadoria, seja para uso agropecuário ou de mineração, ou ainda para fins de urbanização, configurando-se como solo urbano é, no interior das sociedades capitalistas, uma mercadoria especial, pois ao contrário da maior parte delas, que são móveis e por isso demandam meios para seu deslocamento, o solo, em suas múltiplas formas, é imóvel. O solo urbano na cidade capitalista dá origem à renda fundiária urbana, renda absoluta dada por sua materialidade, suas especificidades ambientais, e também renda diferencial, determinada por sua localização e pela disponibilidade de e acessibilidade a recursos e serviços.

Objeto de estudo da economia política do século XIX, a renda fundiária é analisada por Marx na 6ª seção do livro III de O Capital, com o título “Transformação da mais-valia em renda da terra”. Afirmando que não fará a análise das diversas formas históricas da propriedade fundiária, Marx vai considerar tão somente a forma moderna da propriedade da terra, e destacará o fato dela repousar sobre “o monopólio que têm certos indivíduos, com exceção de todos os demais, de dispor de partes do globo como esferas exclusivas de sua vontade privada” (MARX, 1968: 1287). Tal especificidade da forma de propriedade do solo sob o capital será determinante para se entender as crises da cidade capitalista, o embate permanente, que tem o solo como arena e objeto de disputa, entre interesses privados dos proprietários fundiários e interesses coletivos do conjunto dos cidadãos.

Neste texto trataremos apenas do solo urbano, o solo como mercadoria nas sociedades capitalistas atuais, suas formas urbanísticas e suas especificidades nas cidades contemporâneas, bem como a legislação que buscará estabelecer um controle sobre seu uso e suas formas de propriedade. O solo urbano como mercadoria será potencializado nas sociedades capitalistas, criando-se solo artificial, através do processo de verticalização, mas também usando-se cada vez mais o subsolo, seja para implantação das infraestruturas urbanas – o que já se fazia desde a

Antiguidade, com as redes de saneamento –, seja para outros fins (atividades industriais ou de comércio e serviços, ou ainda como abrigo).

Na história do urbanismo moderno o tema do solo urbano tem, assim, um destaque especial, tendo em vista que é na escolha de suas formas urbanísticas, da legislação que regulamenta seus usos, dos modos específicos de sua construção e apropriação, que se configura a paisagem de uma cidade, sua forma arquitetônica. As questões da expansão urbana e do parcelamento do solo urbano são, assim, fundamentais na discussão da cidade que se quer construir.

No capítulo em que trata das questões determinantes da urbanística moderna nascente, no caso referindo-se à cultura urbanística germânica, Giorgio Piccinato destaca, ao lado da tipologia edilícia e da habitação popular, o tema da expropriação do solo, afirmando que “a exigência da expropriação nasce da necessidade de retirar da propriedade privada o controle do solo necessário à garantia da expansão ordenada da cidade.” (Piccinato, 1977: 87).

Em 1943 o arquiteto suíço Hans Benno Bernoulli (1876-1959) publica seu livro Die Stadt und ihr Boden (Erlenbach: Verlag für Architektur) - A Cidade e seu Solo -, traduzido para o italiano em 1951 sob o título La città e Il suolo urbano (Milano: Officine Grafiche dell’Editore Antonio Valardi), edição que estará presente na biblioteca de muitos urbanistas brasileiros. Como destaca o urbanista Luigi Dodi no prefácio, Bernoulli trata da “espinhosa questão do solo urbano, raiz de quase todos os problemas urbanísticos hodiernos e que condiciona a possibilidade de realizar a cidade ideal”. Defendendo que o solo urbano retorne à coletividade, Bernoulli “invoca a aplicação em ampla escala, do direito de superfície”. É assim que a legislação sobre o solo urbano buscará, a partir de 1870 - na Alemanha, que teve uma legislação pioneira nesse sentido -, promover um controle cada vez maior do Estado sobre o uso do solo, enfrentando os interesses dos proprietários fundiários. Ao encerrar seu livro Bernoulli ainda observa que “a questão do solo urbano deve preceder todas as demais”, para que se construa a cidade ideal de nossos dias.

A crítica e reação à apropriação privada da cidade se manifestam ao longo da história através de conflitos permanentes, devido ao caráter parasitário da renda fundiária urbana, que, como a renda da terra agrícola, é uma renda de monopólio, por conta da forma privada da propriedade do solo, mas também devido à especulação e à concentração fundiária, que produzem a segregação espacial das classes sociais. A história do urbanismo moderno foi assim marcada pela formulação de propostas que dão formas distintas ao solo urbano, configurando cidades com paisagens diversas,

de caráter pitoresco como nas cidades e subúrbios jardins, a traçados racionalistas com a geometria rigorosa das quadrículas.

Em seu livro “Os Três Estabelecimentos Humanos”, publicado em 1945 (Paris: Éditions Denoël, Collection ASCORAL), Le Corbusier, reafirmando a importância do tema do solo urbano para o urbanismo moderno, trata da ocupação do solo, onde prega a dispersão das grandes indústrias frente à destruição provocada pelos bombardeios aéreos. Cidade verde, cidade compacta ou cidade sustentável indicam propostas de uso do solo que buscam dar resposta à crise da cidade moderna e contemporânea. Se as propostas de cidade linear e cidade jardim, formuladas ainda em fins do século XIX, buscavam soluções alternativas ao crescimento das cidades existentes, bem como aos planos de cidades novas - e a defesa da cidade histórica vai buscar preservar os tecidos urbanos já existentes -, seu reuso através de mecanismos de requalificação, a crise das cidades atuais ainda é fruto, sobretudo, do predomínio dos interesses dos proprietários fundiários sobre os interesses coletivos.

Tendo em vista a tendência de crescimento da população urbana em âmbito mundial (conforme dados das Nações Unidas, em 2010, 50% da população mundial já vivia em cidades), a disputa por solo urbano, sua construção progressiva, avançando sobre os recursos naturais ao expandir a mancha urbana, confere à legislação sobre o solo urbano o caráter de uma variável decisiva na determinação do acesso a serviços urbanos ao conjunto da população - de modo equitativo, ou não -, bem como os impactos sobre áreas ainda não urbanizadas, com coberturas vegetais relevantes ou de preservação, estabelecendo a qualidade de vida em meio urbano.

São muitos os problemas relativos ao solo urbano que incidem sobre a qualidade do ambiente urbano, o que faz com que a legislação ambiental tenha uma importância também decisiva sobre as condições ambientais em meio urbano, como veremos mais adiante. O solo urbano, como solo antropogênico por excelência, é definido por Craul (1992) como “produto da mistura e relação de material estranho ao solo e de origem antrópica, sujeito a processos de contaminação específicos e situados em área urbana e suburbana.” (Apud: Lorenzetti, 2009)

Impactos ambientais diversos são provocados pela impermeabilização do solo, por sua compactação, escavação e retirada, mistura com material estranho e contaminação difusa ou pontual. Influindo sobre a infiltração das águas pluviais, a impermeabilização do solo também altera as trocas entre ar e solo, contribuindo para o aquecimento da cidade e a criação de ilhas de calor em meio urbano. Já a contaminação do solo é produzida por múltiplas atividades antrópicas, como as atividades industriais, o tráfego de veículos, o uso de combustíveis e a disposição de resíduos e esgotos. Assim a fisionomia do solo urbano é bastante diversa de todos os outros tipos de solo, seja solo natural ou

agrário, uma vez que naquele a ação humana exerce uma influência muitas vezes maior que aquela provocada pelos agentes naturais. O solo, como parte essencial do ecossistema urbano, contribui diretamente para a qualidade de vida dos cidadãos, suas funções ambientais são determinadas por seus usos e processos de transformação. É assim que a presença de áreas verdes nas cidades, além de contribuir para a conservação da biodiversidade, tem uma função estética e paisagística relevante, podendo abrigar usos recreativos, contemplativos e pedagógicos. (Lorenzetti, 2009).

2. URBANISMO E LEGISLAÇÃO: A HEGEMONIA DO SOLO COMO RECURSO ECONÔMICO

A disciplina urbanismo nasce na perspectiva de estudar a cidade como objeto global e prever o seu crescimento. Nasce, portanto, como reflexão vinculada a uma prática. Como afirma Topalov (1982: 29), ao mesmo tempo em que procura "uma ordem escondida sob a desordem aparente", o urbanismo procura definir "os meios para remediar esta desordem".

Enquanto prática o urbanismo envolve planos, projetos e um conjunto de leis que visam definir a ação de agentes públicos e privados na produção e utilização do espaço urbano.

A formalização da legislação de urbanismo se desenvolve a partir do momento em que se discrimina a propriedade pública da propriedade privada do solo. Como qualquer ação de planejamento territorial envolve o controle do uso do solo, as leis de urbanismo estabelecem limites ao direito de propriedade. Diante dos limites colocados pelo direito de propriedade, a legislação de urbanismo é sempre parte e resultado de embates entre múltiplos interesses: dos proprietários de terras, de diferentes segmentos sociais da população, dos setores da construção, etc.

Até a década de 1980 a dimensão do solo como recurso econômico, como mercadoria, permanece hegemônica na legislação de urbanismo no Brasil. A Constituição Federal de 1988 viabiliza um processo de mudanças substantivas neste panorama, ainda em curso. Por um lado, com a inserção do princípio da função social da propriedade entre os Direitos e Garantias Individuais e no capítulo da Política Urbana, passam a ser formulados e implementados instrumentos que permitem a regularização fundiária e urbanização de áreas ocupadas por população de baixa renda. Por outro, com o direito ao meio ambiente colocado no mesmo nível dos Direitos e Garantias Fundamentais e com a definição de co-responsabilidade de municípios, estados e União pela questão ambiental, criam-

se as condições institucionais para impulsionar o debate, a formulação e a implementação de um conjunto de instrumentos e políticas de caráter urbano-ambiental, como veremos na terceira parte deste capítulo.

Se a articulação urbano-ambiental pode ser considerada uma questão recente no campo do urbanismo, que emerge e se institucionaliza a partir das duas últimas décadas do século XX, o ideário urbanístico que dá suporte ao capítulo da Política Urbana na Constituição de 1988 e aos instrumentos aprovados no Estatuto da Cidade começa a se construir no Brasil na década de 1930. Desde o momento em que industrialização brasileira se faz, como afirma Oliveira (1982:41), "imediatamente urbana e excepcionalmente urbana" e impõe " um padrão de urbanização que, aparentemente é, em muitos graus, em muitos pontos, superior ao ritmo da industrialização", uma persistente atuação de urbanistas no sentido de superar as desigualdades geradas pelos processos de apropriação do solo urbano pode ser identificada. Como os direitos de propriedade colocam limites qualquer que seja o poder de Estado, as conquistas, além de parciais, se efetivam num período extenso.

É com a Lei de Terras aprovada em 1850 que passa a ser reconhecida a propriedade privada no Brasil. [1]Do regime jurídico do sistema de sesmarias do período colonial, que tem por base a concessão de terras, passa-se à aquisição onerosa, e a competência da administração do espaço passa das mãos da Igreja para o Estado. A terra adquire o estatuto de mercadoria e, nesse momento, surgem o loteador, o lote demarcado e sua distinção da terra pública. Apenas as terras sem título de propriedade passam a ser de domínio público.

As mudanças decorrentes do novo estatuto atribuído à terra não são imediatas, como mostra Marx (1991), pois os privilégios dos grandes detentores de terra e os procedimentos do antigo sistema de distribuição de terras persistem por décadas.

Inicia-se a estruturação de novas funções no quadro administrativo municipal e a constituição de um sistema legal em torno da propriedade privada – a exigência da escritura pública de compra e venda (1855), a criação do imposto predial (1878) e a taxação de terrenos não construídos em freguesias urbanas centrais (1897).[2]

É nesse contexto que os municípios começam a implementar as primeiras leis abrangendo o processo de urbanização (ou parcelamento do solo), o uso e ocupação do solo, as edificações.

---

1 A Lei 601/1850 é regulamentada em 1854 pelo Decreto 1318.

2 Para uma análise detalhada destes processos, consultar Marx (1991), Fridman e Ramos (1992) e Fridman (1994).

O trinômio – controle da urbanização/controle do uso e ocupação do solo/controle da edificação - é a base sobre a qual a legislação do urbanismo se estrutura e vem se transformando, em sintonia com mudanças nas condições sócio-políticas e econômicas locais, nacionais e internacionais, nos padrões de urbanização, na atuação do Estado, e no pensamento urbanístico internacional.

A partir da Lei de Terras, o Estado passa a ter um controle ainda limitado sobre o parcelamento, uma vez que é ele que viabiliza a comercialização de lotes. Os municípios começam a implementar leis que estabelecem parâmetros para definir as divisas entre propriedades privadas e destas com o patrimônio público, parâmetros para arruamento, alinhamento, nivelamento, largura de vias e altura das edificações. No Rio de Janeiro, no início do século XX já se realiza o controle administrativo sobre a abertura de ruas e, em 1925, passa a ser exigida a submissão das plantas de subdivisão em lotes para prévia aprovação pela Prefeitura.[1]

No que se refere ao uso e ocupação do solo e ao controle das edificações, até a década de 1920 os Códigos de Posturas municipais, que passam a ser obrigatórios com o fim do Império, prevalecem como documento regulador. Referenciados nos pressupostos do urbanismo higienista, agregam regras edilícias, proibição de padrões de moradia (cortiços) e usos (estábulos, por exemplo) nas áreas centrais, assim como regras de comportamento no espaço público. Estes Códigos expressam um projeto político de ação do Estado, durante a Primeira República, de organização do ambiente urbano marcado pela lógica disciplinadora, saneadora e de controle social. O controle se volta, em especial, à normatização da vida das classes populares e de atividades que se incluem na esfera das ilegalidades urbanas. Ao organizar e classificar padrões construtivos e atividades, a legislação já atua na formação de mercados imobiliários segmentados.[2]

A partir da década de 1930 a legislação urbana no Brasil passa por grandes mudanças. É nesse momento que ocorre uma clara separação entre legislação de parcelamento do solo, legislação de uso e ocupação do solo e legislação referente à edificação.

A industrialização atinge um novo patamar em que os processos de aceleração do crescimento industrial, aceleração do crescimento da população urbana e decréscimo da população rural se impõem como fenômeno persistente e generalizado, ainda que desigual, em escala nacional. Ao longo da década de 1930, cerca de 30% da população brasileira já é urbana e parcela equivalente da população economicamente ativa está ocupada na indústria e no comércio e serviços.

---

1 Sobre a construção de uma lei federal de parcelamento no Brasil, consultar Leonelli (2010).

2 Diferentes aspectos dos princípios higienistas são desenvolvidos em Rolnik1(1983); Feldman (1987); Lira (1991), Marins (1998).

Inicia-se um período de transformações espaciais nas cidades que corresponde, segundo Melo (1992), à implantação de uma modernidade metropolitana. Grandes obras viárias, mudanças de atuação dos empreendedores imobiliários, produção de imóveis para venda, intensificação da verticalização, formação de bairros de alto padrão, expansão periférica desprovida de infraestrutura, são alguns dos processos que forçam a adequação da legislação.

Já nos anos de 1930 a concentração e a dispersão da ocupação do solo urbano como duas faces do crescimento urbano e uma clara demarcação entre o urbano e o rural aparecem como componentes essenciais do debate urbanístico. Vários projetos de leis são propostos, introduzindo a doação de áreas públicas pelos proprietários na urbanização de glebas, a aprovação de loteamentos condicionada a um plano da Prefeitura que defina diretrizes de expansão, assim como um código urbanístico nacional.[1]

O loteamento será pela primeira vez objeto de uma regulamentação federal em 1937. O Decreto-lei 58 se limita a estabelecer mecanismos de controle para garantir ao comprador a segurança das transações de compra e venda de lotes.[2] Passam a ser exigidos o plano de loteamento e sua aprovação prévia pela Prefeitura Municipal, mas não são definidos padrões urbanísticos nem exigências de infraestrutura. A lei aprovada não corresponde à intensidade assumida pelos processos de urbanização em curso e fica muito aquém do controle contido nas várias propostas de leis elaboradas pelos urbanistas.

Como a lei condiciona o controle das transações de compra e venda unicamente ao registro do imóvel, uma vez registrado o imóvel, anula-se a capacidade de controle das prefeituras. Esta ambiguidade da lei, associada à omissão em relação às exigências urbanísticas e a penalização do loteador infrator, favorece a proliferação de loteamentos clandestinos.[3]

Ainda que urbanistas e juristas tenham se mobilizado intensamente nas décadas seguintes, somente quarenta e dois anos depois, em 1979, será aprovada uma Lei de Parcelamento do Solo abrangente a todo o território nacional. A Lei Federal 6.766 ou Lei Lehman, além de estabelecer padrões urbanísticos para a produção de loteamentos, condições mínimas de infraestrutura, padrões diferenciados de loteamentos para habitação social, estabelece sanções ao loteador infrator.

---

1 Sobre as propostas elaboradas na década de 1930, consultar Feldman (2008).

2 O Decreto- lei 58 é regulamentado no ano seguinte pelo Decreto 3.079.

3 Sobre a expansão urbana através de loteamentos clandestinos, consultar Bonduki (1998).

Nestas quatro décadas, os loteamentos clandestinos, ao lado das favelas e dos cortiços, se consolidam como solução de moradia para as camadas pobres da população. Ou seja, o loteamento se impõe como uma forma radical de exploração do recurso solo como valor econômico, uma vez que é através do loteamento que as áreas rurais se tornam urbanas e, nessa passagem, o proprietário da terra aufere uma valorização exponencial.

No que se refere à legislação de uso e ocupação do solo, na década de 1930 começam a ser introduzidos os princípios de uma lei geral de zoneamento em várias capitais e, a partir da década de 1940, estas leis se disseminam pelos municípios do país.

Estas leis constituem uma nova concepção de controle do uso e ocupação do solo. Embora estratégias de diferenciação de parcelas do território urbano através de restrição a determinados usos ou de alturas para edifícios ou de recuos para implantação de edifícios nos lotes, etc., já fizesse parte tanto dos Códigos de Posturas como dos Códigos de Obras, estas exigências se limitavam a algumas áreas ou vias das cidades e se caracterizavam pela utilização de parâmetros urbanísticos específicos.

A nova postura tem três características que a diferenciam das anteriores. Em primeiro lugar, o zoneamento passa a ser entendido como instrumento que deve atuar como ordenador da utilização do solo urbano no conjunto da cidade. Em segundo lugar, o zoneamento tem como ponto de partida que diferentes regras se aplicam a diferentes partes da cidade, de forma sistemática e não episódica. E, em terceiro lugar, a nova postura explicita objetivos relacionados à proteção dos valores imobiliários, ou seja, o zoneamento é admitido como instrumento que controla os processos econômicos ligados à utilização do solo.

Inicia-se uma nova etapa do processo de regulamentação do uso e ocupação do solo, que se vincula a uma visão de urbanismo que se justifica explicitamente em termos econômicos e onde todo o espaço urbano se fragmenta em setores que se diferenciam a partir das funções urbanas que os compõem. Assim, o ponto de partida de controle é funcional e as justificativas de salubridade, ao invés de se aliarem às questões morais, como ocorria com os Códigos de Posturas, se aliam a justificativas econômicas de proteção à propriedade. Não que se eliminem as intenções de controle social, mas assim como as intenções econômicas não eram explicitadas nas leis anteriores, o controle social deixa de ser mencionado.

A referência do zoneamento adotado no Brasil é a experiência da legislação americana. O zoneamento tem sua origem na Alemanha, em fins do século XIX, atinge sua maturidade disciplinar no período pós-primeira guerra e, a partir daí, se expande para quase todos os países. Sua primeira e mais significativa exportação é para os Estados

Unidos, onde, após a adoção da primeira lei abrangente ao conjunto da cidade, em 1916, em Nova York, adquire características diferenciadas da experiência alemã.

Na Alemanha o zoneamento se desenvolve como um novo método para projetar cidades e atua como base para organização da cidade tanto do ponto de vista técnico/estrutural como do ponto de vista compositivo/formal. No contexto de premência de soluções para os problemas resultantes da guerra e da crise econômica em que se encontrava a Alemanha, as questões urbanas assumiram importância oficial e são embasadas em finalidades sociais. Grandes expoentes do urbanismo passam a atuar na prática urbanística e em instrumentos normativos nas administrações municipais, que se tornam espaços abertos a experimentações.[1] O zoneamento é acompanhado de políticas de intervenção de amplo espectro ligadas a objetivos de reforma social e tem o papel de suporte técnico para realização das mesmas. Como é apenas um dos instrumentos adotados, ainda que o mais importante, perde seu peso enquanto instrumento de controle do preço do solo.

Nos Estados Unidos, o zoneamento é incorporado ao processo de planejamento local e regional, assumindo uma face diversa. O zoneamento americano se volta, primordialmente, para atender aos interesses da valorização imobiliária. Nesse sentido, nos Estados Unidos, abandona-se cada vez mais a hipótese do zoneamento articulado a um plano e, extrapolando o papel de componente do plano, o zoneamento passa a constituir o próprio plano.

É esta estratégia que será absorvida no Brasil. O zoneamento, de fato, ocupa o lugar do plano, absorvendo em seu discurso um modelo de organização global da cidade. A partir do final da década de 1940 é introduzido como nova prática nos órgãos de urbanismo das administrações municipais, que assumem uma função essencialmente normativa.

O zoneamento se impõe como instrumento que atende a demandas concretas dos setores mais valorizados da cidade. Ao definir zonas através da atribuição de índices de construtibilidade diferenciados, passa a atuar como indexador dos valores imobiliários.

No que se refere ao controle das edificações, ampliam-se as exigências técnicas que passam a ser reunidas nos Códigos de Obras. Estes códigos agregam regras de segurança e salubridade, regras para utilização de

[1] É o caso dos tratadistas e teóricos do urbanismo como Paul Wolf, autor de Stadtebau (1919), que elabora em 1925 o plano de Dresde, e Roman Heiligenthal, autor de Deutscher Stadtbaukunst (1921) que, em 1925, realiza estudos para normas de edificação para Berlim e para o projeto de uma lei urbanística nacional (Mancuso, 1980: 276-277).

materiais, para instalação de elevadores, etc., assim como os procedimentos de aprovação de plantas e de autorização de utilização dos edifícios. Os parâmetros construtivos estabelecidos, ao mesmo tempo em que definem padrões de moradias distantes da capacidade financeira da população de baixa renda, não reconhecem as estratégias e tipologias habitacionais, modos de vida e de organização familiar destas populações. Nesse sentido, associados às legislações de parcelamento e de uso e ocupação do solo, os códigos de obras colaboram para colocar na ilegalidade os cortiços, as construções realizadas nas favelas e nos loteamentos clandestinos e irregulares.

Até a década de 1970, o Estado se mantém como principal agente responsável pela gestão do uso e ocupação do solo. A legislação é entendida como instrumento de controle exclusivo do poder público. A partir da década de 1980, ocorre um deslocamento conceitual importante em relação à gestão urbana e a legislação passa a ser entendida como instrumento de intervenção que envolve o poder público e um conjunto de agentes privados. Nessa perspectiva, a legislação de parcelamento e a legislação de uso e ocupação do solo passam a incorporar mecanismos de parcerias público-privadas. De modo geral, estabelece-se uma lógica de contrapartidas do empreendedor privado à flexibilizaçãoo de parâmetros urbanísticos estabelecidos nas leis.

3. LEGISLAÇÃO URBANA E AMBIENTAL PÓS-1988: DIREITO À CIDADE E DIREITO AO AMBIENTE SUSTENTÁVEL

A reflexão sobre as práticas e proposições em relação ao planejamento do uso e ocupação do solo urbano no Brasil, ao longo do século XX, estiveram muito vinculadas a sistemas e regimes políticos, conjunturas econômicas muito diferentes e, de forma bastante importante, às especificidades da urbanização brasileira.

É fundamental a compreensão da intervenção pública – estatal – sobre a problemática urbana à luz da intensa urbanização, durante todo o século XX, com inversão da prevalência da população urbana sobre a rural, na virada da década de 1960 para a de 1970, conforme indicado na tabela a seguir.

É justamente no período de intenso crescimento econômico, promovido pelo regime militar, de 1964 até meados da década de 1970, após a crise do que se conhece como o “milagre brasileiro” (elevação dos juros dos créditos internacionais, aumento do preço do petróleo imposto pela OPEP – Organização dos Países Produtores de Petróleo, a partir de 1973), que as grandes cidades brasileiras passaram por um processo de intensificação de expansão, com base nos loteamentos populares que ampliavam o perímetro urbano. Nos territórios metropolitanos,

geraram o crescimento da área urbana com intensa conurbação, avançando sobre os recursos naturais como já indicado na primeira parte deste capítulo.

Tabela 1.
Taxa de urbanização no Brasil entre os anos de 1940 e 2010

PERÍODO	1940	1950	1960	1970	1980	1991	2000	2007	2010
TAXA DE URBANIZAÇÃO	31,24	36,16	44,67	55,92	67,59	75,59	81,23	83,48	84,36

Abrangência – Brasil; Unidade - Percentual

FONTE: IBGE, Censo demográfico 1940-2010. Até 1970 dados extraídos de: Estatísticas do século XX. Rio de Janeiro: IBGE, 2007 no Anuário Estatístico do Brasil, 1981, vol. 42, 1979, realce nosso.

Se analisarmos a Região Metropolitana de São Paulo, podemos observar que um conjunto de leis de caráter territorial, embora posterior ao fenômeno de intenso crescimento urbano horizontal com conurbação, teve, por um lado, o objetivo de interromper esse processo e, por outro lado, significou um novo quadro normativo que pudesse orientar o controle urbano e ambiental.

Trata-se das Leis Estaduais de Proteção de Mananciais - 898 de 1975 e 1.172 de 1976 - que, em conjunto com a já citada Lei Federal 6.766, do Parcelamento do Solo em âmbito nacional, foram aprovadas após um período em que as regiões metropolitanas apresentaram intensa expansão horizontal e espraiada sobre importantes recursos naturais (beira de reservatórios, Áreas de Preservação Permanente de córregos, áreas livres de loteamentos), sobretudo pelos assentamentos populares cujos moradores apresentaram forte desvalorização de seus salários a partir da crise deflagrada em 1973.

É nosso objetivo aqui aprofundar na dinâmica de construção de um quadro legal construído paulatinamente a partir do início da década de 1980, já introduzida na parte 2 deste capítulo. Neste período de restauração da democracia no país, há a emergência de movimentos sociais urbanos com forte articulação nacional, que expressam de forma altamente politizada as necessidades de transformação do quadro de atuação do Estado e da Sociedade na produção do espaço urbano e do território no país. Um desses campos de ação política, o Fórum

Nacional de Reforma Urbana (FNRU), será personagem estratégico na construção de um novo marco jurídico nacional no campo urbanístico e ambiental.

Assim, em 1981, é importante ressaltar a brevidade com a qual foi aprovada a lei Federal 6.938, que trata da Política Nacional do Meio Ambiente, e que, de maneira pioneira, prevê um instrumento que apresenta alto potencial, por seu caráter amplo, para o planejamento equilibrado do território, o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE). Sua formulação pode ser considerada como base para o desenvolvimento sustentável e para o ordenamento do território dos estados brasileiros e, de forma muito importante, do território nacional.[1]

De forma análoga pela importância, a Lei Nacional do Meio Ambiente instituiu o SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente (regulamentada pelo Decreto 99.274/1990), com representação da União, estados, Distrito Federal e municípios e por fundações públicas responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental. O SISNAMA tem como órgão de análise e aprovação de propostas o Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, por meio de resoluções que orientem a ação da coletividade em matéria ambiental.

A articulação social e política em torno da questão ambiental e urbana no país contará, em 1987, com uma tomada de posição internacional através da ONU cuja Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento lança a público o documento Nosso Futuro Comum. Este documento contém um diagnóstico profundo sobre as condições de produção e reprodução dos meios materiais da vida humana e proposições que deveriam envolver acordos internacionais.

3.1. Política urbana e Política Ambiental na Constituição Federal de 1988

Ainda na década de 1980, no processo de reconstrução da democracia no país, foi eleito o Congresso Constituinte (1986) e, em 05/10/1988, foi promulgada a Constituição Federal. Dois importantes capítulos presentes na Constituição nos interessam particularmente, na medida em que tratam das questões do meio ambiente e da política urbana.

O tratamento da questão do Meio Ambiente, na Constituição Federal de 1988, encontra-se no Capítulo VI do Título VIII – Da Ordem Social, tratado em conjunto, com a seguridade social; os setores da educação, cultura e

[1] Para uma ampliação sobre Zoneamento Ambiental, consultar Montaño (2002).

esporte; a ciência e tecnologia; a comunicação social; o conjunto da família, crianças, adolescentes e idosos; os índios e a demarcação de suas terras. No artigo 225, a Constituição atribui ao direito ao meio ambiente o mesmo peso do direito à vida, à liberdade, à igualdade, e municípios, estados e União passam a ser corresponsáveis pela questão ambiental. (ver Anexos - boxe temático).

De especial importância para nossa reflexão, o Capítulo de Política Urbana é o terceiro do Título VIII – Da Ordem Econômica e Financeira, constituído pelos artigos 182 e 183 (ver Anexos - boxe temático). Essa primeira observação sobre o tema já é importante para o cotejamento com a reflexão que indicamos na parte 2 deste capítulo, em que o solo urbano tem valor econômico e a Constituição Brasileira assume essa questão explicitamente. A Política Urbana aparece em conjunto com os princípios gerais da atividade econômica; com a política agrícola e fundiária e a reforma agrária, bem com o com o sistema financeiro nacional.

O Capítulo da Política Urbana, no entanto, foi elaborado num quadro de crítica aos modelos de política e planejamento urbano como objeto predominantemente técnico do regime autoritário comandado pelos militares. O FNRU, constituído por um grande número de entidades de caráter popular e de técnicos vinculados a movimentos sociais urbanos, construiu e apresentou a Emenda Popular da Reforma Urbana para o Congresso Constituinte (baseada em 200.000 assinaturas), em torno da qual se construiu forte apoio para que fosse incorporada de forma integral à Constituição Federal.

A nova Constituição deu à questão do planejamento a importância que lhe era devida, reorganizando a questão federativa e incorporando o municipalismo histórico do país ao delegar ao município a competência precípua de legislar e operar sobre a matéria de desenvolvimento urbano. No tocante às regiões metropolitanas na Constituição Federal são submetidas, no âmbito territorial e administrativo, à gestão estadual, não sendo considerado um ente federativo,[1] Esse obstáculo político, administrativo e institucional impede de forma significativa que o planejamento territorial de regiões metropolitanas (cada vez em maior número no país em função da intensa urbanização que segue ocorrendo) possa se proceder à efetiva gestão metropolitana do território como um campo efetivo de articulação de políticas urbanas municipais.[2]

Para a esfera municipal, na Constituição Federal o artigo 182, no seu caput e §1°, exigiu que os municípios com mais de 20.000 habitantes aprovassem um instrumento básico de planejamento, o Plano Diretor,

[1] Conforme Título III – Da organização do Estado, Capítulo III – Dos Estados Federados, artigo 25, § 3.º

[2] Para aprofundamento sobre a questão metropolitana e seus limites no pacto federativo, ver a edição 22 da Revista Cadernos Metrópole, sobre Gestão Metropolitana.

consagrando a importância do planejamento no desenvolvimento urbano dos municípios brasileiros. A obrigatoriedade do plano diretor está indicada, além da relação com a população, com os seguintes critérios:

a. Municípios integrantes de regiões metropolitanas e aglomerados urbanos;

b. Municípios que se encontrem em áreas de especial interesse turístico;

c. Municípios em áreas de influência de empreendimentos com significativo impacto ambiental;

d. Municípios que visem aplicar os instrumentos de parcelamento, edificação e utilização compulsórios, IPTU progressivo no tempo e desapropriação por títulos da dívida pública.

Em 1989, um ano após a promulgação da Constituição Federal, os estados brasileiros passaram a reescrever suas constituições a partir das assembleias legislativas e, no estado de São Paulo, sua Constituição foi promulgada exatamente um ano após a federal, em 05/10/1989.

Diferentemente da Constituição Federal, na Constituição do Estado de São Paulo, tanto a política urbana quanto o meio ambiente são tratados no Título VI – Da Ordem Econômica, com outra nomenclatura: Capítulo II - Do Desenvolvimento Urbano, artigos 180 a 183 (ver Anexos - boxe temático) e Capítulo IV – Do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais e do Saneamento, artigos 191 a 216 (ver Anexos - boxe temático), com mais detalhamento, uma vez que o Estado tem a competência de intervenção direta sobre o território em termos do gerenciamento dos recurso hídricos.

3.2. Legislação urbana

No decorrer das décadas de 1990 e 2000, em função tanto da consolidação da utilização dos preceitos constitucionais para a política urbana, quanto da tramitação da regulamentação do capítulo a ela referente, ocorreu forte descentralização e fortalecimento do município como ente da federação. Assim, as experiências democráticas no planejamento e gestão municipal foram expandidas e aprofundadas, dada a competência municipal em matéria de desenvolvimento urbano.

A aprovação do Estatuto da Cidade (Lei Federal 10.257) ocorreu em 10 de julho de 2001, constituindo a regulamentação do capítulo da Política Urbana da Constituição Federal. O Estatuto da cidade confirma e detalha o Plano Diretor como instrumento básico do desenvolvimento urbano, indicando e regulando os instrumentos de indução ao desenvolvimento urbano, de regularização fundiária e de gestão democrática, ao mesmo tempo em que indica formas de qualificar os caminhos institucionais de financiamento da cidade. Por sua vez, com o objetivo de garantir a positiva correlação de forças para sua aprovação no Congresso Nacional, o Estatuto da Cidade acabou por relacionar diversos instrumentos que, para serem aplicados, necessitam ser regulamentados a partir de sua aprovação no Plano Diretor.

A missão do Plano Diretor Participativo, dada pela Constituição Federal, é explicitar, para as especificidades do território do município, quais são as funções sociais da cidade e da propriedade urbana para um período de tempo que supere os anos de uma gestão municipal e garanta uma perspectiva de futuro e de permanência das determinações aprovadas na lei do Plano Diretor. As funções sociais da propriedade urbana incidem nos conteúdos do direito de propriedade sendo que este e aquelas não são contraditórios entre si.

O plano diretor no Estatuto da Cidade é o instrumento básico da política de desenvolvimento e expansão urbana, devendo abranger o território do município como um todo, incluindo as zonas urbanas e rurais, com orientação dos orçamentos públicos subsequentes definidos democraticamente. Ao mesmo tempo, na regulamentação está claramente expresso que o plano diretor deve ser elaborado, implementado e revisto a partir de processos de participação social, sendo instituído através de Lei Municipal aprovada na Câmara Municipal, em votação com quórum qualificado (2/3 dos vereadores) em duas sessões. Os instrumentos no Estatuto da Cidade estão divididos em: Indução ao Desenvolvimento Urbano, de Regularização Fundiária e de Gestão Democrática.

A delimitação do Macrozoneamento, um dos âmbitos do zoneamento, constitui um dos instrumentos de indução ao desenvolvimento urbano, incidindo no município como um todo, o que inclui áreas urbanas e rurais e as grandes definições para o território municipal. As áreas urbanas e as rurais são, por sua vez, delimitadas no seu interior pelo Zoneamento que pode ser conceituado e, portanto, levar à delimitação de zonas que não necessariamente sejam urbanas e rurais, mas que já indiquem nomenclatura ambiental vinculada à visão de futuro para cada uma delas. No Zoneamento das áreas urbanas é importante atentar para a potencialidade da delimitação das áreas que não cumprem a função social, segundo critérios de superfície de áreas desocupadas, não utilizadas e subutilizadas, que devem ser estabelecidas no processo de discussão do Plano Diretor e, segundo o entendimento coletivo, podem ser mapeadas,

descritas e aprovadas no mesmo corpo legal, sem necessidade de lei complementar para sua implementação a partir do registro da notificação em cartório que será entregue aos proprietários relacionados.

A tipologia de instrumentos com objetivo de regularização da posse da terra está relacionada ao reconhecimento do direito à cidade com infraestrutura às populações residentes em assentamentos precários – favelas e loteamentos irregulares – resultado de processos de ocupação irregular de terrenos de outrem – públicos ou privados – ou do engano por parte de loteadores e incorporadores de má fé que comercializaram lotes sem que o processo legal de propriedade da terra tivesse sido finalizado.

Para a gestão democrática, os instrumentos vinculados a tal categoria, considerados estratégicos para a garantia da produção de uma cidade democrática e com acesso coletivo aos meios de consumo, ao trabalho, aos equipamentos urbanos, habitação e infraestrutura, são muito caros ao campo democrático da construção do Estatuto da Cidade, uma vez que indicam a potencialidade da inclusão de diferentes camadas sociais na discussão da cidade e do município.

3.3. Legislação ambiental

No que concerne às regulamentações das questões ambientais, em 1990, o Decreto 99.540 institui a Comissão Coordenadora do Zoneamento Ecológico-Econômico do Território Nacional (CCZEE), com objetivo de empreender ação em nível macrorregional e regional como atribuição do Governo Federal, dando norte para a elaboração dos planos nacionais e regionais de ordenação do território.

No Estado de São Paulo, em 1987 foi instituída a criação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH), dispondo sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gestão de Recursos Hídricos.

Em 1991, lei estadual estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos e ao SIGRH – Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos, indicando o CRH e os Comitês de Bacias Hidrográficas como órgãos de coordenação e de integração participativa.

Com a aprovação da Lei 9.866, em 1997, o Estado de São Paulo adota a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão em seu território, no mesmo ano em que a União também legisla sobre o mesmo

temo para todo o território nacional, indicando a bacia hidrográfica como base de elaboração dos planos de recursos hídricos.

No bojo da discussão sobre novos parâmetros para a intervenção em áreas de mananciais, em 1997, ainda, o Estado de São Paulo aprova Diretrizes e Normas para a proteção e recuperação as bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do estado.

No âmbito federal, no mesmo ano se aprova a Lei 9.433 – Lei das Águas, que cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, no âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos. Em 2002, este ciclo se completa com a regulamentação do Zoneamento Ecológico-Econômico, como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente, pelo Decreto Federal nº 4.297/2002. O ZEE tem como objetivo, em linhas gerais, viabilizar o desenvolvimento sustentável a partir da compatibilização do desenvolvimento socioeconômico com a conservação ambiental.[1]

Um desdobramento importante do recente conjunto de práticas e proposições legais, vinculado às ações ambientais, foi a aprovação da Lei 12.305, da Política Nacional de Resíduos Sólidos, em agosto de 2010, regulamentada pelo decreto 7.404 de dezembro do mesmo ano. Com esse novo marco legal é criado o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa. O objetivo esperado é a elaboração dos planos de resíduos sólidos pelo poder público em seus âmbitos nacional, estadual e regional; nos estados sua formulação deve abranger as microrregiões, as regiões metropolitanas e aglomerações urbanas. Já no âmbito municipal os planos de resíduos sólidos são considerados como de gestão integrada.

A lei determina que empreendimentos privados devam elaborar planos de gerenciamento de resíduos sólidos, considerando, inclusive, como atuarão organizações coletivas para a coleta seletiva. Os resíduos considerados e categorizados como perigosos devem ser manipulados por agentes com cadastro cuja elaboração está orientada pela lei. Além disso, está previsto o estabelecimento de um sistema de informações sobre a gestão dos resíduos sólidos, as orientações sobre a educação ambiental na gestão de resíduos sólidos e, ainda, um conjunto de orientações sobre os recursos disponíveis e as formas de acesso.

[1] Para mais informações sobre a atuação federal no campo do ZEE, acessar o sítio oficial do Ministério de Meio Ambiente: http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/zoneamento-territorial.

A consideração de todo o território municipal para a elaboração dos planos diretores municipais é fundamento constante no Estatuto da Cidade e, mais, é base para a incorporação de instrumentos de controle ambiental no processo de urbanização, tema central do ordenamento territorial como objetivo precípuo do plano diretor.

A articulação entre os âmbitos do Estado, com base no conjunto de leis e normas de caráter ambiental, é fundamental para o planejamento municipal, sobretudo em função de sua limitação em relação ao território das bacias hidrográficas, de abrangência estadual e nacional.

A centralidade da bacia hidrográfica no planejamento territorial, já prevista em legislação nacional e do Estado de São Paulo, é um desafio para a elaboração de planos diretores nos munícipios, incorporando efetivamente a consciência de ser uma parcela de um território mais amplo, para cuja sustentabilidade o município deve efetivamente contribuir.

LITERATURA RECOMENDADA

BERNOULLI, Hans Benno (1951). La città e il suolo urbano. Milano: Officine Grafiche dell'Editore Antonio Valardi,

BONDUKI, Nabil (1988). Origens da Habitação Social no Brasil. Arquitetura moderna, lei do inquilinato e difusão da casa própria. São Paulo. Estação Liberdade,.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO – ONU(1991). Nosso Futuro Comum. Presidente: Gro Horlem Brundlland (Noruega) Vice-presidente: Manseur Khalid (Sudão) (1987). São Paulo: Fundação Getúlio Vargas, 2.ª edição.

CPLA/SMA (2012) (Equipe Técnica. ZEE –zoneamento ecológico-econômico: base para o desenvolvimento sustentável do estado de São Paulo: seminário 12 a 14 de dezembro de 2011. São Paulo: SMA, 224 p. il. color. Disponível em http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/zoneamento-territorial; consulta em 27/06/2014.

CRAUL, Phillip J. (1992) Urban soil in Landscape Design. USA: John Wiley & Sons (Ed.).

Dicionário Houaiss da Língua Portuguesa (2001). Rio de Janeiro: Objetiva.

FELDMAN, Sarah (1989). Segregações Espaciais Urbanas: A Territorialização da Prostituição Feminina em São Paulo. Dissertação de Mestrado. São Paulo. FAUUSP.

_____ (2005). Planejamento e Zoneamento. São Paulo, 1947-1972. São Paulo. EDUSP/FAPESP.

_____. (2008). Instituições de Urbanismo no Brasil na Década de 1930: Olhar Técnico e Dimensão Urbano-Industrial. Tese de Livre Docência. São Carlos. EESC-USP.

FRIDMAN, Fania e RAMOS, Carlos Alexandre (1992). A História da Propriedade da Terra no Brasil. in FERNANDES, Ana e FILGUEIRAS GOMES, Marco Aurélio A., (org.) Cidade & História. Salvador. UFBA/ANPUR, 1992, pp.187-195

FRIDMAN, Fania (1994). Os donos da terra carioca. In Espaço e Debates. São Paulo. Ano XIV, no 37, pp.10-18.

LE CORBUSIER (1979). Os Três Estabelecimentos Humanos. São Paulo: Perspectiva.

LEONELLI, Gisela Cunha V. (2010). A construção da lei federal de parcelamento do solo urbano 6.766: debates e propostas do início do século XX a 1979. Tese de Doutorado. São Carlos: Departamento de Arquitetura e Urbanismo/ Escola de Engenharia de São Carlos.

LIRA, José Tavares Correia de (1991). O germe da lei urbana e a higiene da casa (e) do operário. In Anais do IV Encontro Nacional da ANPUR. Salvador, 1991, pp.505 – 520.

LORENZETTI, R. (2009). Il suolo nell'ambiente urbano. In Atti del I Convegno del Forum Natura Mediterraneo, marzo.

MANCUSO, Franco (1980). Las Experiencias del Zoning, Barcelona, Gustavo Gili.

MARINS, Paulo César Garcez (1998). Habitação e vizinhança: limites da privacidade no surgimento das metrópoles brasileiras. In Sevcenko, Nicolau (org.), História da Vida Privada no Brasil-3. São Paulo. Companhia das Letras.

MARX, Karl (1968). Oeuvres Économie. Tome II. Paris: Pléiade, (em especial a 6ª seção, do Livro III de O Capital, ou seja, capítulos XX a XXIV, pp.1285-1424).

MARX, Murillo (1991). Cidade no Brasil. Terra de quem? São Paulo. EDUSP/ NOBEL.

MELO, Marcus André. B. C. de (1992). O Estado, o boom do século e a crise da habitação : Rio de Janeiro e Recife (1937-1946). In Fernandes, A.M. e Filgueira Gomes, M. A. (1992). Cidade & História. Salvador. UFBA/ANPUR, pp. 147-158.

MONTAÑO, Marcelo (2002). Os recursos hídricos e o zoneamento ambiental: o caso do município de São Carlos (SP). São Carlos: EESC-USP. Dissertação de Mestrado,.

OBSERVATÓRIO DAS METRÓPOLES. Cadernos Metrópole, São Paulo, v. 11, n. 22, jul/dez 2009. Tema da edição "Gestão Metropolitana".

OLIVEIRA, Francisco de (1982). O Estado e o Urbano. In Espaço & Debates. São Paulo. Nº 6, pp.36-54; jun-set.

PAOLANTI, Massimo (2008). Il pedologo in ambito urbano. In Atti del convegno "Il suoli in ambiente urbano: la conoscenza, l'uso e la gestione per la realizzazione delle opere a verde publico". Siena: 16 maggio 2008, pp.25-43.

PICCINATO, Giorgio (1977). La costruzione dell'urbanistica. Germania 1871-1914. Roma: Officina Edizioni, seconda edizione.

REZENDE, João Batista; LEITE, Eduardo Teixeira (2010). Gestão Pública do Território: o Zoneamento Ecológico-Econômico como instrumento integrado de gestão. In Anais do ENAPG – Encontro de Administração Pública e Governança. 2010. Disponível:em http://www.anpad.org.br/diversos/trabalhos/EnAPG/enapg_2010/2010_ENAPG298.pdfconsulta em 27/06/2014.

ROLNIK, Raquel (1995). A cidade e a lei. São Paulo: Studio Nobel/FAPESP.

TOPALOV, Christian (1991). Os Saberes da Cidade: tempos de crise? In Espaço & Debates. nº 34. Ano XI, 1991, pp. 28-38.

LEGISLAÇÃO:

BRASIL Lei 601/1850.

BRASIL. Decreto 1.318/1854.

BRASIL. Decreto Lei 58/1937.

BRASIL. Decreto 3.079/ 1938.

BRASIL. Lei 6.766/1979.

BRASIL. Lei 6.938/1981.

BRASIL. Constituição da República Federativa. Artigos 182 e 183 (Política Urbana) e 225 (Meio Ambiente). 1988.

BRASIL. Estatuto da Cidade. Lei 10.257/2001.

BRASIL. Medida Provisória 2220/2001 – Concessão do Direito Especial à Moradia.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei 12.305 e Decreto 7404 regulamentador. 2010.

SÃO PAULO. Constituição Estatual. 1989. Artigos 180 a 183 – Do Desenvolvimento Urbano; e 191 a 216 – Do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais e do Saneamento

Anexos

Carlos Roberto Monteiro de Andrade
Sarah Feldman
Eulalia Portela Negrelos

Nos critérios para a escolha do local onde fundar uma nova cidade, na eleição do solo sobre o qual estabelecer a vida social, em como nele inscrever o traçado de ruas, praças e quadras, através de ritos sagrados, manifesta-se um modo específico de se pensar e representar o solo. Também em múltiplas representações gráficas e cartográficas o solo é tratado. Seja em cartas cadastrais que demarcam o parcelamento do solo, os espaços públicos, mas também em um desenho visionário de um precursor dos urbanistas modernos, que explora a multiplicação do solo, detalhando em uma única seção os diversos usos de uma "Rua Futura".

"A escolha de um solar *– diz Fustel de Coulanges* (La Cité Antique, Paris: 1880) *–* ***é um assunto grave do qual dependia o destino de um povo ... e deixava-se sempre à eleição dos deuses".*** In: Joseph Rykwert. La Idea de Ciudad. Antropologia de la forma urbana en el Mundo Antiguo [Madrid: Hermann Blume, 1985, p.35], em especial o 2º capítulo "A cidade e o solar")

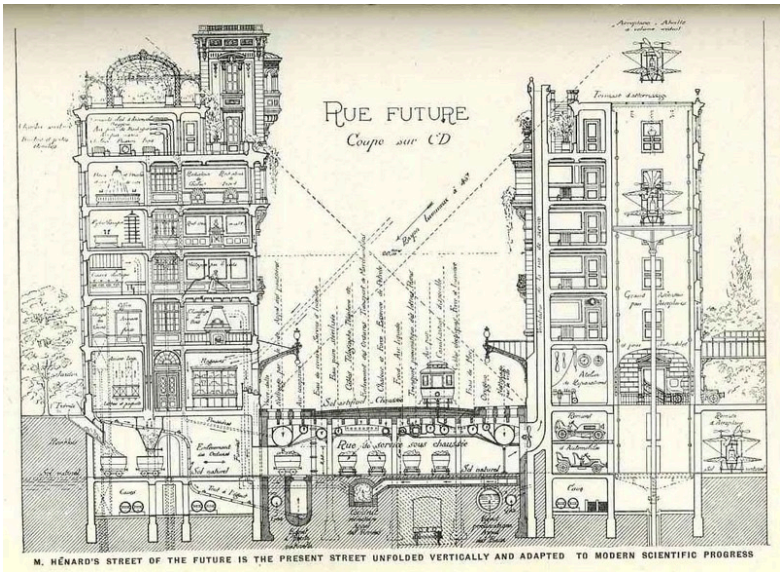


Figura 1. “Rua do futuro”, desenho de Eugène Henard (1849-1923) em seu artigo "The Cities of the Future", publicado em 1911 na revista *American City*, (Volume 4, January).



Figura 2. Carta da Cidade de Santos mostrando as divisões de propriedades. In: Fuertes; Saneamento da Cidade e Porto de Santos. Atlas (Santos: Comissão de Saneamento do Estado de São Paulo, 1895).

Constituição Federal – Capítulo da Política Urbana

Art. 182. A política de desenvolvimento urbano, executada pelo Poder Público municipal, conforme diretrizes gerais fixadas em lei, tem por objetivo ordenar o pleno desenvolvimento das funções sociais da cidade e garantir o bem- estar de seus habitantes.

§ 1º - O plano diretor, aprovado pela Câmara Municipal, obrigatório para cidades com mais de vinte mil habitantes, é o instrumento básico da política de desenvolvimento e de expansão urbana.

§ 2º - A propriedade urbana cumpre sua função social quando atende às exigências fundamentais de ordenação da cidade expressas no plano diretor.

§ 3º - As desapropriações de imóveis urbanos serão feitas com prévia e justa indenização em dinheiro.

§ 4º - É facultado ao Poder Público municipal, mediante lei específica para área incluída no plano diretor, exigir, nos termos da lei federal, do proprietário do solo urbano não edificado, subutilizado ou não utilizado, que promova seu adequado aproveitamento, sob pena, sucessivamente, de:

I - parcelamento ou edificação compulsórios;

II - imposto sobre a propriedade predial e territorial urbana progressivo no tempo;

III - desapropriação com pagamento mediante títulos da dívida pública de emissão previamente aprovada pelo Senado Federal, com prazo de resgate de até dez anos, em parcelas anuais, iguais e sucessivas, assegurados o valor real da indenização e os juros legais.

Art. 183. Aquele que possuir como sua área urbana de até duzentos e cinqüenta metros quadrados, por cinco anos, ininterruptamente e sem oposição, utilizando-a para sua moradia ou de sua família, adquirir-lhe-á o domínio, desde que não seja proprietário de outro imóvel urbano ou rural.

§ 1º - O título de domínio e a concessão de uso serão conferidos ao homem ou à mulher, ou a ambos, independentemente do estado civil.

§ 2º - Esse direito não será reconhecido ao mesmo possuidor mais de uma vez.

§ 3º - Os imóveis públicos não serão adquiridos por usucapião.

Constituição Federal de 1988 – Capítulo de Meio Ambiente

Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

§ 1º - Para assegurar a efetividade desse direito, incumbe ao Poder Público:

I - preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas;

II - preservar a diversidade e a integridade do patrimônio genético do País e fiscalizar as entidades dedicadas à pesquisa e manipulação de material genético;

III - definir, em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, sendo a alteração e a supressão permitidas somente através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem sua proteção;

IV - exigir, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade;

V - controlar a produção, a comercialização e o emprego de técnicas, métodos e substâncias que comportem risco para a vida, a qualidade de vida e o meio ambiente;

VI - promover a educação ambiental em todos os níveis de ensino e a conscientização pública para a preservação do meio ambiente;

VII - proteger a fauna e a flora, vedadas, na forma da lei, as práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção de espécies ou submetam os animais a crueldade.

§ 2º - Aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei.

§ 3º - As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas ou jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados.

§ 4º - A Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional, e sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.
§ 5º - São indisponíveis as terras devolutas ou arrecadadas pelos Estados, por ações discriminatórias, necessárias à proteção dos ecossistemas naturais.
§ 6º - As usinas que operem com reator nuclear deverão ter sua localização definida em lei federal, sem o que não poderão ser instaladas.

Marco Regulatório Ambiental no Estado de São Paulo

- Política Estadual de Recursos Hídricos, Lei Estadual nº 7.663/1991: princípios e objetivos do Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos e seus instrumentos de planejamento e gerenciamento.
- Política Estadual de Saneamento, Lei Estadual nº 7750/1992: disciplina o planejamento e a execução das ações, obras e serviços de saneamento no Estado, respeitando a autonomia dos
- Política Estadual do Meio Ambiente, Lei Estadual nº 9.509/1997: objetivos da política estadual; órgãos e entidades que compõem o Sistema Estadual de Administração da Qualidade Ambiental (SEAQUA); proteção, controle e desenvolvimento do meio ambiente e uso adequado dos recursos naturais; licenciamento ambiental; incentivos e as penalidades.
- Proteção e Recuperação de Mananciais, Lei Estadual nº 9.866/1997: diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional.
- Política Estadual de Gerenciamento Costeiro, a Lei Estadual nº 10.019/1998: diretrizes, pianos e metas do plano estadual e do instrumento de planejamento territorial, definido como Zoneamento Ecológico-Econômico.
- Política Estadual de Resíduos Sólidos, Lei Estadual nº 12.300/2006: princípios, diretrizes, objetivos e instrumentos para a gestão compartilhada dos resíduos sólidos.
- Política Estadual de Educação Ambiental, Lei Estadual nº 12.780/2007: objetivos e meios de atuação.
- Política Estadual de Mudanças Climáticas, Lei Estadual nº 13.798/2009: condições para reduzir ou estabilizar a concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera.

