

MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM PEQUENAS PROPRIEDADES RURAIS NO SUL DO BRASIL:

*Práticas alternativas de manejo visando
a conservação do solo e da água*



Organizador:
Tales Tiecher

2016

Tales Tiecher

Organizador

**Manejo e conservação do solo e da água em
pequenas propriedades rurais no sul do Brasil:
práticas alternativas de manejo visando a
conservação do solo e da água**



Porto Alegre, Rio Grande do Sul
2016

Revisão linguística: Tales Tiecher

Revisão metodológica: Tales Tiecher

Capa/arte: Tales Tiecher

Fotografias capa: George Wellington de Melo/Marciel Redin/Henrique Debiassi

**O conteúdo dos textos é de responsabilidade exclusiva dos(as) autores(as).
Permitida a reprodução, desde que citada a fonte.**

CIP – Catalogação Internacional na Publicação
Biblioteca Setorial da Faculdade de Agronomia – UFRGS
Biblioteca Prof. Antônio T. Quintas

M274

Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água [recurso eletrônico] / Org. Tales Tiecher. – Porto Alegre : UFRGS, 2016.

186 p.; il.

ISBN 978-85-9489-010-8

1. Manejo do solo 2. Conservação do solo
3. Conservação da água 4. I. Tiecher, Tales (Org.)

CDD 631.4

Bibliotecária: Elisângela da Silva Rodrigues CRB10/1457



UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Faculdade de Agronomia
Porto Alegre, RS
Avenida Bento Gonçalves, 7712 – CEP 91540-000
Tel.: 51 3308-7456

Impresso no Brasil
Printed in Brazil

SUMÁRIO

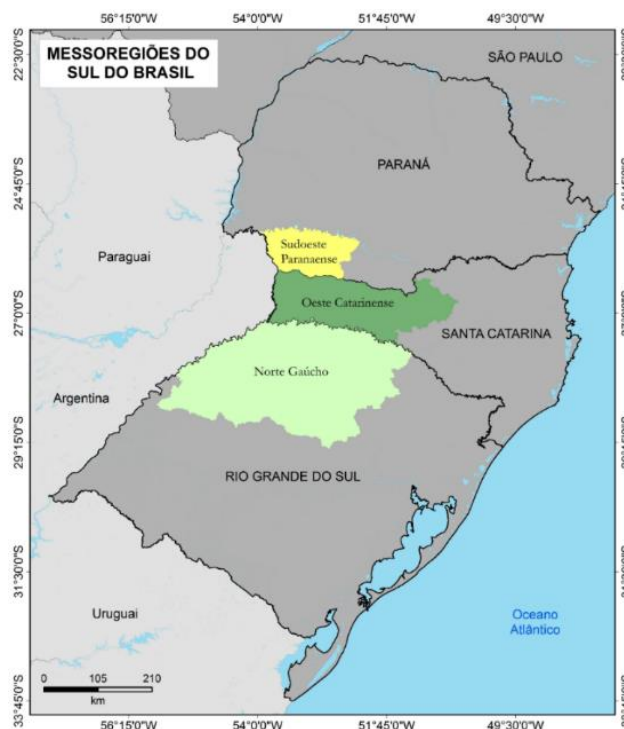
CAPÍTULO I – Plantas de cobertura de solo e agricultura sustentável: espécies, matéria seca e ciclagem de carbono e nitrogênio. <i>Marciel Redin, Sandro José Giacomini, Paulo Ademar Avelar Ferreira & Daniel Pazzini Eckhardt</i>	7
CAPÍTULO II – Benefícios do uso de plantas de cobertura de solo na ciclagem de fósforo. <i>Carlos Alberto Casali, Tales Tiecher, João Kaminski, Danilo Rheinheimer dos Santos, Ademir Calegari & Rogério Piccin</i>	23
CAPÍTULO III – Benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo. <i>Moacir Tuzzin de Moraes, Henrique Debiasi, Julio Cezar Franchini & Vanderlei Rodrigues da Silva</i>	34
CAPÍTULO IV – Compactação do solo em sistemas intensivos de integração lavoura-pecuária leiteira. <i>André Pellegrini, Gilmar Roberto Meinerz & Douglas Rodrigo Kaiser</i>	49
CAPÍTULO V – Benefícios do uso de inoculantes bacterianos e os impactos sobre o consumo de fertilizantes nitrogenados no Brasil. <i>Paulo Ademar Avelar Ferreira, Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares, Rafael Dutra De Armas, Wesley De Melo Rangel & Marciel Redin</i>	65
CAPÍTULO VI – Vermicompostagem como alternativa para o tratamento de resíduos nas propriedades rurais do sul do Brasil. <i>Daniel Pazzini Eckhardt, Zaida Inês Antonioli, Gustavo Schiedeck, Natielo Almeida Santana, Marciel Redin, Jorge Dominguez & Rodrigo Josemar Seminoti Jacques</i>	87
CAPÍTULO VII – Caracterização de agroindústrias e seus resíduos da região da Quarta Colônia de Imigração Italiana no RS. <i>André Carlos Cruz Copetti, Danilo Rheinheimer dos Santos, João Batista Rossetto Pellegrini, Viviane Capoane & Gilmar Luiz Schaefer</i>	100
CAPÍTULO VIII – Manejos indicados pela pesquisa para mitigar o excesso de metais pesados nos solos do sul do Brasil. <i>Fábio Joel Kochem Mallmann, Alcione Miotto, Natielo Almeida Santana & Rodrigo Josemar Seminoti Jacques</i>	118
CAPÍTULO IX – Manejo da fertilidade de solos em pomares de frutíferas de clima temperado. <i>Gustavo Brunetto, Danilo Eduardo Rozane, George Wellington Bastos de Melo, Jovani Zalamena, Eduardo Giroto, Cledimar Lourenzi, Rafael Rosa Couto, Tales Tiecher & João Kaminski</i>	141
CAPÍTULO X – Potencial de uso da análise foliar para avaliar o status de N e P em pastagens e culturas de grãos. <i>Leandro Bittencourt de Oliveira, Anderson Cesar Ramos Marques, Rogério Piccin & Pablo Cruz</i>	159
CAPÍTULO XI – Fertirrigação na horticultura. <i>Paulo de Tarso Lima Teixeira</i>	167

PREFÁCIO

Esse livro é a terceira parte de uma obra que foi fruto do esforço de mais de 40 autores das mais diversas instituições de ensino e pesquisa do Sul do Brasil e do exterior visando suprir uma grande lacuna do conhecimento que é o manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais, como as que são encontradas majoritariamente no Norte do Rio Grande do Sul (RS), no Oeste de Santa Catarina (SC), e no Sudoeste do Paraná (PR).

A partir dos livros “Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: *contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos*” e “Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: *impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água*”, essa obra foi elaborada buscando apresentar **práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água** para as pequenas propriedades rurais do sul do Brasil.

A versão eletrônica desse livro foi criada para facilitar a sua circulação e tem como objetivo servir de material didático de apoio para as instituições de ensino das Ciências Agrárias e Ambientais do Sul do Brasil.



Mesoregiões do Norte Colonial do Rio Grande do Sul, no Oeste de Santa Catarina, e no Sudoeste do Paraná.

Tales Tiecher
Porto Alegre, Setembro de 2016

PARTICIPANTES

Autor	Instituição	Cidade	Local
Ademir Calegari	IAPAR	Londrina	PR
Alcione Miotto	IFSC	São Miguel do Oeste	SC
Anderson Cesar Ramos Marques	UFSM	Santa Maria	RS
André Carlos Cruz Copetti	UNIPAMPA	São Gabriel	RS
André Pellegrini	UTFPR	Dois Vizinhos	PR
Carlos Alberto Casali	UTFPR	Dois Vizinhos	PR
Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares	UFSC	Florianópolis	SC
Cledimar Lourenzi	UFSC	Florianópolis	SC
Daniel Pazzini Eckhardt	UNIPAMPA	Dom Pedrito	RS
Danilo Eduardo Rozane	UNESP	Rgistro	SP
Danilo Rheinheimer dos Santos	UFSM	Santa Maria	RS
Douglas Rodrigo Kaiser	UFFS	Cerro Largo	RS
Eduardo Giroto	IFRS	Ibirubá	RS
Fábio Joel Kochem Mallmann	UCR	Riverside	EUA
George Wellington Bastos de Melo	EMBRAPA	Bento Gonçalves	RS
Gilmar Luiz Schaefer	UFSM	Santa Maria	RS
Gilmar Roberto Meinerz	UFFS	Cerro Largo	RS
Gustavo Brunetto	UFSM	Santa Maria	RS
Gustavo Schiedeck	EMBRAPA	Pelotas	RS
Henrique Debiassi	EMBRAPA	Londrina	PR
João Batista Rossetto Pellegrini	IFF	Júlio de Castilhos	RS
João Kaminski	UFSM	Santa Maria	RS
Jorge Dominguez	UVIGO	Vigo	Espanha
Jovani Zalamena	UFSM	Santa Maria	RS
Julio Cezar Franchini	EMBRAPA	Londrina	PR
Leandro Bittencourt de Oliveira	URI	Frederico Westphalen	RS
Marciel Redin	UERGS	Três Passos	RS
Moacir Tuzzin de Moraes	UFRGS	Porto Alegre	RS
Natielo Almeida Santana	UFSM	Santa Maria	RS
Pablo Cruz	INRA	Castanet-Tolosan	França
Paulo Ademar Avelar Ferreira	UFSM	Cachoeira	RS
Paulo de Tarso Lima Teixeira	URI	Frederico Westphalen	RS
Rafael Dutra De Armas	UFSC	Florianópolis	SC
Rafael Rosa Couto	UFSM	Santa Maria	RS
Rodrigo Josemar Seminoti Jacques	UFSM	Santa Maria	RS
Rogério Piccin	UFSM	Santa Maria	RS
Sandro José Giacomini	UFSM	Santa Maria	RS
Tales Tiecher	UFRGS	Porto Alegre	RS
Vanderlei Rodrigues da Silva	UFSM	Frederico Westphalen	RS
Viviane Capoane	UFSM	Santa Maria	RS
Wesley De Melo Rangel	UFSM	Santa Maria	RS
Zaida Inês Antonioli	UFSM	Santa Maria	RS

PLANTAS DE COBERTURA DE SOLO E AGRICULTURA SUSTENTÁVEL: ESPÉCIES, MATÉRIA SECA E CICLAGEM DE CARBONO E NITROGÊNIO

Marciel Redin¹, Sandro José Giacomini², Paulo Ademar Avelar Ferreira³ & Daniel Pazzini Eckhardt⁴

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Agroecologia da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Rua Cipriano Barata, 47, Três Passos, CEP 98600-000, RS, Brasil. E-mail: marcielredin@gmail.com. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. Pesquisador 2-CA/AG do CNPq. E-mail: sjgiacomini@gmail.com

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. E-mail: avelarufla@gmail.com

⁴ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Rua 21 de abril, 80, Bairro São Gregório, Dom Pedrito, CEP 96450-000, RS, Brasil. E-mail: daniel.pazzini@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Em escala global, muitas espécies de plantas de cobertura de solo são usadas em sistemas de rotação e sucessão de culturas. Ainda, em muitas situações as plantas de cobertura de solo são utilizadas em consórcios com outras espécies de plantas de cobertura de solo, culturas comerciais ou espécies perenes. Na Região Sul do Brasil diversas espécies de plantas de cobertura de solo de primavera/verão e outono/inverno tanto de Fabaceae e não Fabaceae tem sido avaliada e selecionada pela pesquisa. Assim, proporcionam uma grande diversidade, quantidade e proporção de resíduos da parte aérea e raízes das plantas que retornam ao solo, que promovem a ciclagem de nutrientes. Muita ênfase tem se dado à parte aérea, porém, pouco se conhece sobre o sistema radicular das plantas de cobertura de solo. Na maioria dos trabalhos realizados com raízes das plantas em condições de campo, são utilizados métodos destrutivos, trabalhosos e que demandam tempo. Por esses motivos, são raros os resultados de pesquisa relacionados à produção de matéria seca (MS) de raízes e acúmulo de nutrientes de plantas, especialmente das espécies de cobertura de solo.

O sucesso e a sustentabilidade dos agroecossistemas de produção agrícola empresarial, familiar ou agroecológica dependem, entre outros fatores, da presença de resíduos culturais no solo com ênfase daqueles oriundos das espécies de plantas de cobertura de solo. Os resíduos culturais deixados por plantas de cobertura no solo, somados aos resíduos das culturas comerciais em sucessão ou rotação promovem a recuperação, manutenção e/ou melhoria das propriedades

químicas, por exemplo, a ciclagem de fósforo; como será visto no Capítulo II desse livro (CASALI et al., 2016), físicas, como será visto no Capítulo III desse livro (MORAES et al., 2016), e principalmente biológicas do solo. Assim, desenvolve-se um ambiente favorável ao crescimento das plantas, contribuindo para a estabilização da produção agrícola, sustentabilidade do solo, além da menor dependência de insumos externos aos agroecossistemas. Ainda, as plantas de cobertura de solo auxiliam no controle natural de pragas e doenças, como por exemplo, os nematóides fitopatogênicos, com menor incidência em solos com maiores teores de matéria orgânica. Finalmente, os resíduos culturais das plantas de cobertura de solo são de extrema importância, pois são as principais formas de entrada e construção do carbono (C) orgânico no solo, proporcionam nitrogênio (N) pela capacidade de fixação biológica pelas espécies de Fabaceae e possibilitam o incremento de outros nutrientes para as culturas em sucessão.

Neste trabalho, inicialmente será apresentada uma breve descrição das principais espécies de plantas de cobertura de solo de primavera/verão e outono/inverno utilizadas na Região Sul do Brasil. Posteriormente, serão apresentados resultados de produção de MS e acúmulo de C e N da parte aérea, e principalmente das raízes das plantas de cobertura de solo. Por fim, será discutida a importância do resgate cultural, os benefícios do uso de plantas de cobertura de solo no manejo ecológico e qualidade do solo no atual processo de transição da agricultura tradicional para um modelo de produção ecológico e sustentável.

1. Espécies de plantas de cobertura de solo

Diversas espécies de plantas de cobertura de solo, principalmente Fabaceae (leguminosas) e Poaceae (gramíneas) podem ser utilizadas como adubação verde em cultivo solteiro ou em sistemas de consórcios com outras plantas de cobertura de solo, culturas comerciais ou espécies perenes na Região Sul do Brasil. No entanto, estas espécies de plantas de cobertura de solo ainda são pouco conhecidas entre técnicos, extensionistas e agricultores. Atualmente, para a maioria das espécies existe boa disponibilidade de sementes no mercado para venda aos agricultores. Antes de apresentar e discutir aspectos relativos a produção de MS e acúmulo de C e N é importante conhecer as plantas de cobertura de solo.

Na **Tabela 1** estão listadas as principais espécies com potencial de uso em sistemas agrícolas na Região Sul do Brasil. A rusticidade é uma característica comum a todas as espécies, especialmente quanto à tolerância ao déficit hídrico. Normalmente, são plantas pouco exigentes em fertilidade do solo e tratos culturais, além de adaptadas as diferentes condições edafoclimáticas regionais.

Tabela 1. Principais espécies de plantas de cobertura de solo de primavera/verão e outono/inverno utilizadas em sistemas de culturas na Região Sul do Brasil.

Nome comum	Nome científico	Família
<i>Primavera/verão</i>		
Crotalária juncea	<i>Sunn hemp</i>	Fabaceae
Crotalária spectabilis	<i>Crotalaria spectabilis</i>	Fabaceae
Feijão de porco	<i>Canavalia ensiformis</i>	Fabaceae
Guandu anão	<i>Cajanus cajan</i>	Fabaceae
Milheto	<i>Pennisetum glaucum</i>	Poaceae
Mucuna cinza	<i>Stizolobium niveum</i>	Fabaceae
Mucuna preta	<i>Mucuna aterrima</i>	Fabaceae
<i>Outono/inverno</i>		
Aveia preta	<i>Avena strigosa</i>	Poaceae
Azevém	<i>Lolium multiflorum</i>	Poaceae
Ervilha forrageira	<i>Pisum arvensis</i>	Fabaceae
Ervilhaca	<i>Vicia sativa</i>	Fabaceae
Nabo forrageiro	<i>Raphanus sativus oleiferus</i>	Brassicaceae
Tremoço azul	<i>Lupinus angustifolius</i>	Fabaceae
Tremoço branco	<i>Lupinus alba</i>	Fabaceae
Tremoço nativo	<i>Lupinus albescens</i>	Fabaceae
Trevos	<i>Trifolium sp.</i>	Fabaceae

Atualmente, no Brasil as escolas de agronomia estão preocupadas principalmente com o enfoque teórico e com pouca ênfase no aprendizado prático, como por exemplo, o reconhecimento das principais plantas de cobertura de solo. Nesse sentido, a seguir serão brevemente apresentadas as principais espécies de cobertura

de primavera/verão e outono/inverno utilizadas nos mais diversos sistemas de culturas na agricultura empresarial, familiar, e ecológica na Região Sul do Brasil.

1.1. Espécies de primavera/verão

De maneira geral, entre as espécies de plantas de cobertura de solo de primavera/verão às da família das Fabaceae compreendem o maior número e também são as mais conhecidas e difundidas entre os técnicos, extensionistas e agricultores. Ainda, as espécies de primavera/verão são utilizadas em menor proporção quando comparadas àquelas de outono/inverno (**Item 1.2**), pois na estação quente a maioria das áreas agrícolas são destinadas a produção de grãos pelas culturas comerciais. As espécies de primavera/verão são sensíveis ao frio, e por esse motivo, devem ser semeadas logo após o inverno, principalmente nos estados do RS e SC e na Região Sudoeste do PR, que são regiões propensas a formação de geadas (**Figura 1 a, b**).

As crotalárias pertencem à família das Fabaceae. Na Região Sul do Brasil são difundidas e utilizadas por técnicos, extensionistas e agricultores basicamente duas espécies de crotalárias, a crotalária juncea (*Crotalaria juncea*) e espectabilis (*Crotalaria spectabilis*). A crotalária juncea (**Figura 1 c, d**) é originária da Índia com ampla adaptação às regiões tropicais, inclusive no Brasil. São plantas arbustivas de rápido desenvolvimento inicial, de crescimento ereto e determinado, podendo alcançar até 3,5 metros de altura. Esta espécie é recomendada para adubação verde, em cultivo isolado, intercaladas com espécies perenes ou em rotação com culturas comerciais de graníferas.

A crotalária spectabilis (**Figura 1 e, f**) é uma espécie de ampla adaptação, recomendada também para adubação verde. Suas plantas são arbustivas, de crescimento ereto e determinado, relativamente precoces, e, quando maduras, têm de 1,0 a 1,5 m de altura, porém, de desenvolvimento inicial lento. Devido ao seu porte médio, pode ser utilizada nas entrelinhas de culturas perenes sem prejudicar o trânsito de máquinas ou pessoas. Podem acumular N na parte aérea com valores superiores a 150 kg ha⁻¹. Estas duas espécies de crotalárias apresentam grande potencial para utilização como planta armadilha em solos infestados por nematóides fitopatogênicos formadores de galhas nas raízes. Assim, são espécies de grande importância na agricultura de base ecológica, pois além da proteção do solo e do incremento da fertilidade do solo, atuam no controle biológico de pragas e, por consequência auxiliam na promoção da agricultura sustentável.

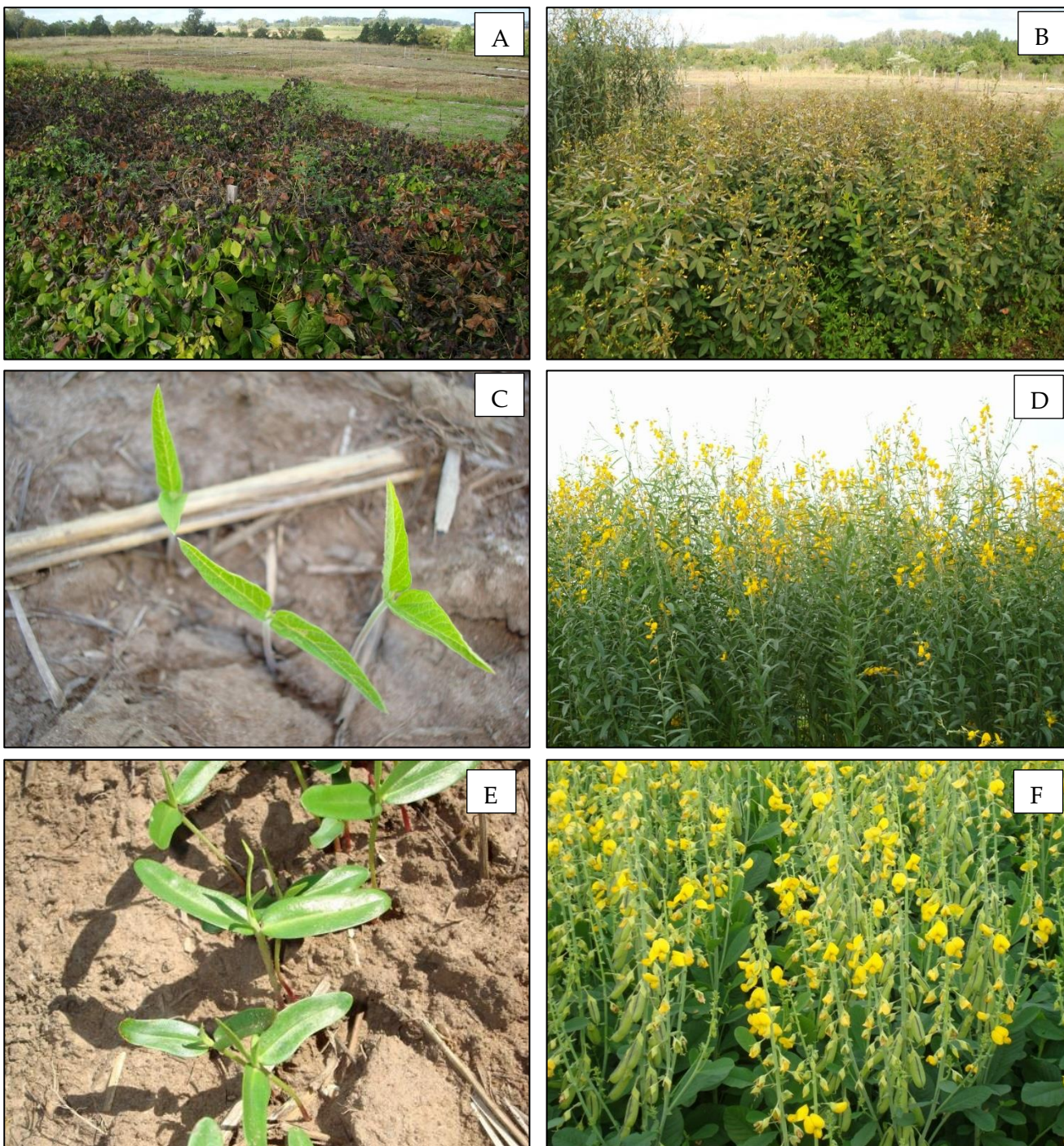


Figura 1. Danos provocados pela geada em plantas de mucuna cinza (A) e guandu anão (B); plantas de *Crotalaria juncea* em estágio inicial (C) e pleno florescimento (D); plantas de *Crotalaria spectabilis* em estágio inicial (E) e pleno florescimento (F). Santa Maria, RS. 2010. Fotos: Marciel Redin.

O feijão de porco (*Canavalia ensiformis*) é uma espécie de Fabaceae de folhas grandes com crescimento inicial e fechamento rápido do solo, inclusive em solos ácidos e pobres em N, pois apresenta grande potencial de fixação biológica de nitrogênio (FBN) que pode atingir valores superiores a 250 kg ha⁻¹ (Figura 2 a, b). O feijão de porco produz legumes de até 20 centímetros de comprimento, com grandes feijões brancos. Apre-

senta grande potencial de controle de plantas de crescimento espontâneo, principalmente da tiririca (*Cyperus rotundus*). Devido ao seu porte baixo, além de uso solteiro é perfeitamente adequada em cultivos nas entrelinhas de culturas perenes. Além disso, das plantas do feijão de porco têm sido extraídos princípios ativos de compostos alelopáticos que podem ser utilizados como inseticidas, herbicidas e fungicidas.



Figura 2. Plantas de feijão de porco logo após a emergência das plantas (A) e florescimento/formação de vagens (B) (Santa Maria, RS, 2010); porte arbustivo do guandu anão em fase inicial de crescimento (C) e milho (D) no pleno florescimento (Três Passos, RS, 2016). Fotos: Marciel Redin.

O guandu anão (*Cajanus cajan*) é uma espécie de Fabaceae de verão originária da África Tropical, arbustiva de porte baixo e ciclo anual (**Figura 2 c**). Em alguns casos apresenta ciclo bianual quando é cortado verde ou utilizado no pastejo para alimentação de animais, fenação e silagem. O guandu anão apresenta porte de 1,0 a 1,2 m de altura. Planta rústica resistente a seca, apresenta bom desenvolvimento radicular, descompactando solos adensados e reciclando nutrientes, especialmente o N. Produz boa quantidade de MS da

parte aérea e eficiente fixação de nitrogênio, com valores em muitos casos superiores de 10.000 kg ha⁻¹ e 200 kg ha⁻¹, respectivamente.

O milho (*Pennisetum glaucum*) é uma espécie da família Poaceae utilizada para adubação verde, cobertura morta e pastejo de animais (**Figura 2 d**). Semelhante a crotalária juncea e spectabilis, o milho apresenta habilidade de reduzir a reprodução de nematódios fitopatogênicos da soja cultivada sobre seus resíduos culturais.

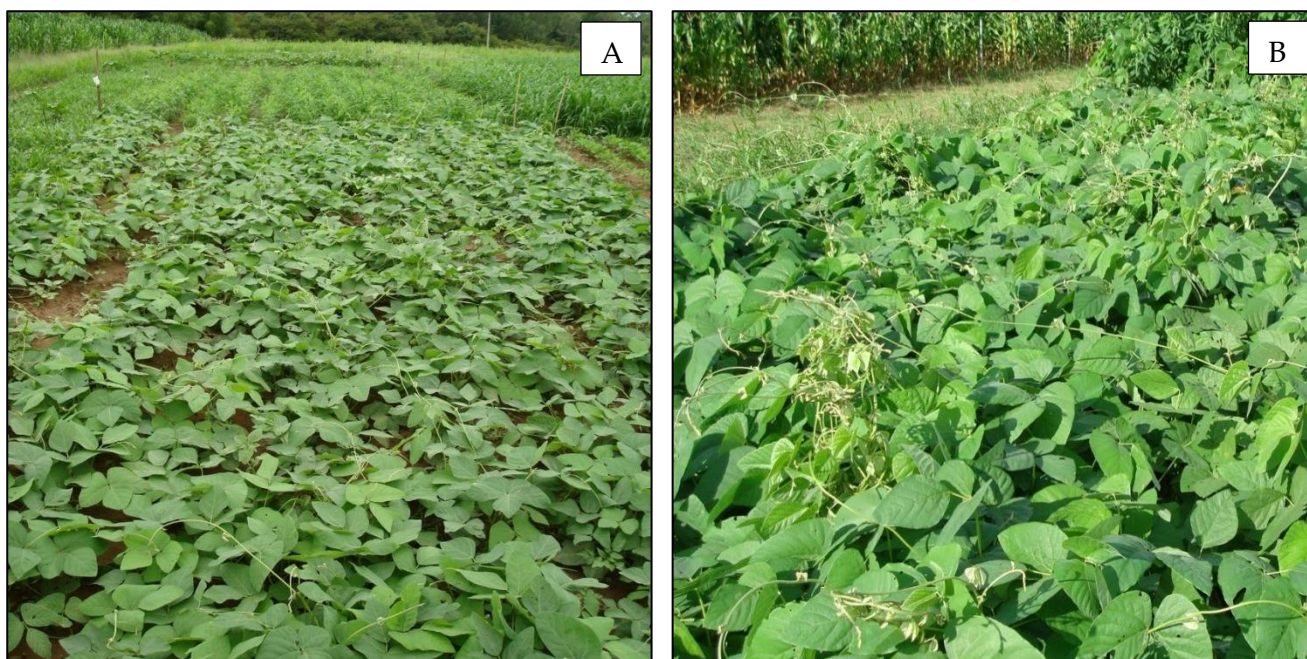


Figura 3. Plantas de mucuna cinza em estágio inicial (A) e início do florescimento (B) (Santa Maria, RS, 2010). Fotos: Marciel Redin.

Por isso, o milheto tornou-se amplamente utilizado em sistemas de rotação, sucessão de culturas e integração lavoura-pecuária. Entre as suas principais características, podemos citar a elevada tolerância à seca, rápido crescimento, elevada capacidade de extração e reciclagem de nutrientes e a boa produção de MS, da ordem de 5.000 a 15.000 kg ha⁻¹.

As espécies de mucuna (**Figura 3 a, b**) controlam bem as plantas de crescimento espontâneo devido ao sombreamento pelas folhas, além de não serem hospedeiras de nematóides fitopatogênicos. São espécies muito rústicas indicadas para recuperação de solos degradados, ótimas para adubação verde e fixação de N atmosférico, podendo fixar na parte aérea de 170 a 250 kg ha⁻¹. No entanto, apresenta ciclo longo de aproximadamente 156 dias até a plena floração.

1.2. Espécies de outono/inverno

As espécies de outono/inverno são utilizadas principalmente com o objetivo de promover a cobertura do solo no período de inverno, e posteriormente, sob seus resíduos culturais realizar a implantação das culturas comerciais de verão. Em função das condições climáticas na Região Sul do Brasil, com boa distribuição de chuva no inverno, praticamente todas as espécies de plantas de cobertura de solo apresentam excelente desempenho nos mais diversos tipos de solos e locais. Nas pequenas propriedades rurais entre as espécies de plantas de cobertura de solo são mais difundidas de-

vido à falta de opções de culturas comerciais que apresentem retorno financeiro satisfatório ao agricultor. Neste sentido, os agricultores fazem a opção por plantas de cobertura de solo com o objeto de manter o solo coberto, e posteriormente servir de adubação verde para as culturas de valor econômico que serão implantadas em sucessão. As espécies de outono/inverno são utilizadas majoritariamente em consórcios, se comparado às espécies de primavera/verão. Além disso, a disponibilidade e o menor preço das sementes são os principais fatores que resultam na maior difusão desta prática no período de inverno. A seguir serão brevemente apresentadas as principais espécies de cobertura de solo de outono/inverno utilizadas na Região Sul do Brasil.

A aveia preta (*Avena strigosa*) é a espécie da família Poaceae amplamente utilizada em todo o mundo (**Figura 4 a**). Entre as espécies de Poaceae a aveia preta é a principal cultura de cobertura de solo de estação outono/inverno na Região Sul do Brasil. A espécie também é amplamente utilizada de forma consorciada, como por exemplo, no cultivo de aveia + ervilhaca + nabo forrageiro. Nas pequenas propriedades rurais, muitas vezes a aveia preta é inicialmente utilizada para o pastejo contínuo ou rotacionado, principalmente na criação de vacas leiteiras. Posteriormente, os animais são retirados da área, as plantas adubadas, principalmente com nitrogênio e utilizadas para produção de grãos ou como cobertura vegetal para os cultivos em sucessão. A produção média de MS da parte aérea é de aproximadamente 5.000 kg ha⁻¹.



Figura 4. Plantas de aveia preta (A), azevém (B), ervilha forrageira (C), ervilhaca (D), e nabo forrageiro (E) em estágio de pleno florescimento, e tremço azul no início do florescimento (F). Santa Maria, RS. 2010. Fotos: Marciel Redin.

O azevém (*Lolium multiflorum*) é uma espécie de Poaceae originária do Mediterrâneo, considerada altamente adaptada às condições edafoclimáticas do Sul do Brasil, e semelhante à aveia preta também é muito difundido e utilizado nas pequenas propriedades rurais (Figura 4 b). Por ser originária de clima temperado, é muito utilizada na Região Sul do Brasil durante o inverno como fonte de alimento para ruminantes em geral. Apresenta bom desenvolvimento de raízes que se aderem ao solo, favorecendo a proteção contra a erosão do solo no inverno, período com maior quantidade e intensidade de chuvas. Apresenta também boa produção de MS da parte aérea com valores aproximados de 5.000 kg ha⁻¹. A espécie também apresenta facilidade de

ressemeadura natural e apresenta boa resistência a doenças. Além da utilização como forrageira, o azevém pode ser usado na adubação verde proporcionando sustentabilidade aos sistemas produtivos e também nos sistemas com a integração lavoura-pecuária.

A ervilha forrageira (*Pisum arvense* L. subespécie *arvense*) é uma espécie de Fabaceae de clima temperado, anual de inverno, de hábito trepador, com razoável desenvolvimento em clima subtropical (Figura 4 c). Utilizada principalmente para adubação verde, destaca-se por possuir rusticidade, rápido crescimento inicial e boa capacidade de cobertura de solo e fixação de N. Produz aproximadamente 5.000 kg ha⁻¹ de MS e ca-

pacidade de acumular até 200 kg ha⁻¹ de N na parte aérea. A ervilha forrageira ainda é pouco difundida entre os técnicos, extensionistas e agricultores, principalmente pelas poucas informações disponíveis sobre a importância e o potencial de uso desta espécie na agricultura sustentável ecológica.

A ervilhaca (*Vicia sativa*) uma espécie de Fabaceae amplamente utilizada em todo o mundo, sendo considerada uma planta modelo em pesquisas agrônomicas (Figura 4 d). A ervilhaca é herbácea com hábito de crescimento trepador, apresenta boa quantidade de raízes, além de proporcionar uma boa cobertura de solo. Seu principal uso é na adubação verde. O consórcio de ervilhaca com outras espécies de plantas de cobertura de solo, por exemplo, com aveia preta e nabo forrageiro é muito frequente nos agroecossistemas. No entanto, devido a sua excelente qualidade nutricional também pode ser empregada como forrageira para alimentação animal. A ervilhaca possui grande habilidade de fixação de N, observa-se que ela é capaz de fixar e acumular na parte aérea aproximadamente 150 kg ha⁻¹ de N.

O nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), é uma planta da família das Brassicaceae. O nabo forrageiro é uma planta muito cultivada na Ásia Oriental e Europa, no entanto no Brasil, o cultivo ocorre principalmente nas regiões com temperaturas amenas como o Sul do Brasil (Figura 4 e). É uma espécie tolerante à seca e à geada com ciclo de quatro meses. É uma espécie muito utilizada na adubação verde, conhecida pela capacidade do seu vigoroso sistema radicular em descompactar camadas adensadas do solo. O nabo forrageiro produz em média na parte aérea de 3.500 kg ha⁻¹ a 8.000 kg ha⁻¹ de massa seca.

O gênero *Lupinus* sp. dos tremoços é originário do Mediterrâneo e apresenta diversas espécies sendo duas mais difundidas no Brasil, o tremoço azul (*Lupinus angustifolius*) (Figura 4 f) e branco (*Lupinus alba*). As espécies são utilizadas quase que exclusivamente para adubação verde, mas apresentam grande incidência de doenças, motivo pelo qual são pouco difundidas, especialmente no RS. O tremoço branco e azul apresenta praticamente as mesmas características, são espécies adaptadas em diversas condições climáticas, resistentes ao frio, se desenvolvem em solos de média fertilidade e apresentam certa tolerância a acidez do solo. Apresentam ciclo de 4-5 meses e tem potencial para acumular na parte aérea aproximadamente 200 kg ha⁻¹ de N.

Entre as espécies de outono/inverno não podemos deixar de descartar o uso do tremoço nativo (*Lupinus albescens*), uma espécie de Fabaceae indicada para cobertura do solo, adubação verde, e principalmente recuperação de áreas degradadas. Esta espécie ainda é praticamente desconhecida, mas com grande potencial

de utilização nas regiões da parte Sul do RS, pois é uma espécie de inverno que necessita de temperaturas mais amenas para um bom desenvolvimento. O tremoço nativo é uma espécie de ocorrência natural nos solos arenosos da Região Sudoeste do RS. Devido a características como a rusticidade, com adaptação a ambientes de baixa fertilidade e alta produção de MS esta espécie apresenta-se como importante alternativa na recuperação de áreas degradadas, como por exemplo, os solos arenizados.

Finalmente, os trevos da família Fabaceae incluem diversas espécies de clima temperado utilizadas principalmente como plantas forrageiras (Figura 5). No entanto, algumas espécies de trevos são utilizadas para cobertura de solo no inverno, sendo de maior expressão no Sul do Brasil. As principais espécies de trevos utilizadas como plantas de cobertura de solo são o trevo branco (*Trifolium repens*), o trevo vermelho (*Trifolium pratense*), o trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum*) e trevo vesiculoso (*Trifolium vesiculosum*).

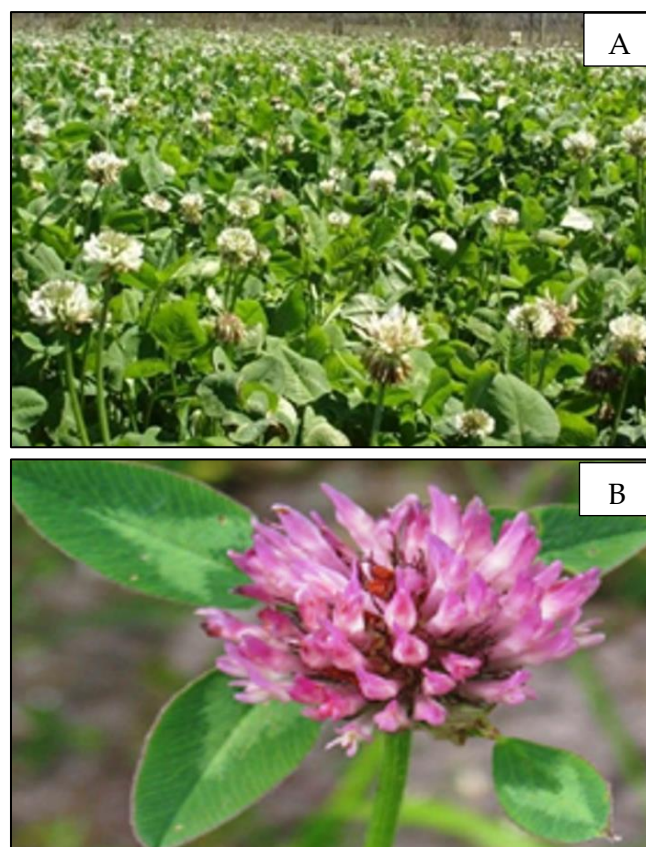


Figura 5. Trevo branco (A) e trevo vermelho (B). Fotos: Paulo César de Faccio Carvalho.

Os trevos são plantas rasteiras e pequenas de crescimento prostrado, caule estolonífero, apresentam resistência ao frio, a seca, além de algumas espécies apresentarem ressemeadura natural o que persiste no solo

por muitos anos. Devido ao seu pequeno porte são ideais para usos em consórcios com espécies perenes, como por exemplo, as frutíferas. Os trevos ajudam a suprimir as plantas de crescimento espontâneo, evitam a erosão e melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo. Além disso, podem ser utilizadas para o melhoramento e incremento da produção de MS em áreas de campo nativo.

A produtividade e a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola estão relacionadas, dentre outros fatores, com a quantidade e a qualidade de resíduos culturais produzidos na rotação, sucessão ou consórcio de espécies. Assim, a seguir serão apresentados resultados de produção de MS e acúmulo de C e N da parte aérea, e principalmente de raízes das principais plantas de cobertura de solo.

2. Produção de matéria seca e acúmulo de carbono e nitrogênio

Nas últimas décadas, com a grande expansão do plantio direto na Região Sul do Brasil, é cada vez mais comum o uso de plantas de cobertura de solo antecedendo o cultivo de culturas comerciais e, conseqüentemente, quantidades e qualidades muito diferenciadas de resíduos vegetais da parte aérea e raízes são continuamente adicionados ao solo. A produção de MS da parte aérea e das raízes, o acúmulo de nutrientes, entre eles C e N têm sido os principais parâmetros considerados para seleção de espécies de plantas de cobertura de solo (AITA; GIACOMINI, 2006). Além disso, na seleção é muito importante selecionar espécies com alto potencial de ciclagem de fósforo e que promovam a melhoria das propriedades físicas do solo como será visto nos Capítulos II e III, respectivamente.

Em comparação à parte aérea, relativamente pouco se conhece sobre o sistema radicular das plantas, devido, principalmente, ao seu desenvolvimento ocorrer no interior do solo, o que dificulta observações diretas, exigindo grande quantidade e dificultado trabalho para a coleta e quantificação desse órgão das plantas (AMOS; WALTERS, 2006). Devido a estas dificuldades, maioria dos trabalhos realizados no Brasil, não consideram o sistema radicular nos estudos relacionados a produção de MS pelas plantas, decomposição, estudos de matéria orgânica do solo e acúmulo de nutrientes. Assim, essas características relacionadas às raízes ainda são pouco estudadas nas plantas de cobertura de solo e serão discutidas com maior consistência no **Item 3.2**.

2.1. Matéria seca da parte aérea

Diversos trabalhos têm sido realizados em sistemas de culturas para avaliar a produção de MS e/ou acúmulo de nutrientes, especialmente C e N (DERPSCH; CALEGARI, 2002; AITA; GIACOMINI, 2006; CALEGARI, 2006; REDIN, 2010; AITA et al., 2014; REDIN, 2014a), além de proteção do solo contra a erosão da parte aérea das plantas de cobertura de solo. O volume de informações concernentes a MS e acúmulo de C e N da parte aérea de plantas de cobertura de solo tanto de espécies de primavera/verão quanto de outono/inverno já é muito expressivo.

A maioria dos trabalhos que avalia a MS da parte aérea das plantas de cobertura de solo não avalia a produção individualizada de folhas e talos/colmos. O conhecimento das frações de folhas e talos/colmos da MS da parte aérea é de extrema importância, pois determina o tipo de órgão e a qualidade dos resíduos culturais que são adicionados ao solo. Observa-se na **Tabela 2** que o milho (22.480 kg ha⁻¹) e guandu anão (12.220 kg ha⁻¹) entre as espécies de primavera/verão; a aveia preta (7.980 kg ha⁻¹) e o nabo forrageiro (6.810 kg ha⁻¹) entre as espécies de outono/inverno apresentam a maior produção de MS da parte aérea. A quantidade de C acumulado é dependente da quantidade de MS e, assim os maiores valores também são observados com o milho, guandu anão, aveia preta e nabo forrageiro. Estes resultados, aliados as maiores relações C/N evidenciam a importância das Poaceae e do nabo forrageiro em sistemas de culturas, pois de maneira geral, resíduos culturais com maior relação C/N apresentam menor decomposição, favorecendo a incorporação de C ao solo, além de maior cobertura e proteção contra a erosão do solo.

O acúmulo de N é principalmente dependente da família da espécie de planta utilizada na cobertura do solo. Entre as espécies de Fabaceae, as maiores quantidades de N acumulado são observadas com o feijão de porco (325 kg ha⁻¹), o guandu anão (278 kg ha⁻¹) e a ervilha forrageira (233 kg ha⁻¹). A ervilhaca, amplamente utilizada em sistemas de culturas também acumula considerável quantidade de N (141 kg ha⁻¹). Estes resultados evidenciam o potencial dessas espécies de Fabaceae em adicionar N ao solo através da parte aérea. De acordo com Roumet et al. (2008), esse resultado pode estar relacionado à própria natureza da família das espécies de Fabaceae que determina além da produção de MS, a fixação e acúmulo de N. Observa-se também que as espécies de primavera/verão produzem aproximadamente o dobro de MS em comparação àquelas de primavera/verão (média 54%).

Tabela 2. Produção de matéria seca (MS) e acúmulo de carbono (C) e nitrogênio (N) da parte aérea das principais espécies de plantas de cobertura de solo utilizadas em sistemas de culturas na Região Sul do Brasil. Fonte: Redin (2008, 2010, 2014a, 2014b).

Espécies	Cultivar	MS ¹ (kg/ha)	C (kg/ha)	N (kg/ha)	C/N	Folhas (%)
<i>Primavera/verão</i>						
Crotalária juncea	IAC KR 1	8.900	4.129	143	29	19
Crotalária spectabilis	Comum	7.210	3.474	175	20	30
Feijão de porco	Comum	7.990	3.822	325	12	72
Guandu anão	Comum	12.220	6.288	278	23	34
Milheto	Ipa Bulk 1BF	22.480	10.334	232	45	32
Mucuna cinza	Comum	5.740	2.754	180	15	42
<i>Outono/inverno</i>						
Aveia preta	Comum	7.980	3.464	95	37	48
Azevém	Comum	5.480	2.269	23	42	37
Ervilha forrageira	BRS sulina	5.430	2.554	233	11	68
Ervilhaca	Comum	3.670	1.758	141	13	62
Nabo forrageiro	Comum	6.810	3.129	119	26	38
Tremoço azul	IAPAR 24	5.540	2.637	196	14	57
Tremoço nativo	Comum	5.510	2.609	160	16	51

¹ Total de MS da parte aérea livre de cinzas coletada no estágio de pleno florescimento das plantas em cultivo solteiro. Espécies de Fabaceae conduzidas com fertilidade natural do solo e espécies de Poaceae de acordo com as recomendações da CQFS – RS/SC (2004).

Tabela 3. Produção de matéria seca (MS) e acúmulo de carbono (C) e nitrogênio (N) de raízes das principais espécies de plantas de cobertura de solo utilizadas em sistemas de culturas na Região Sul do Brasil. Fonte: Redin (2008, 2010, 2014a).

Espécies	Cultivar	MS ¹ (kg/ha)	C (kg/ha)	N (kg/ha)	C/N	0-10 (%)	RF (%)
<i>Primavera/verão</i>							
Crotalária juncea	IAC KR 1	880	406	9,3	44	90	26
Crotalária spectabilis	Comum	590	279	4,7	59	87	4
Feijão de porco	Comum	540	247	7,3	34	79	41
Guandu anão	Comum	1.440	670	17,2	39	86	9
Milheto	Ipa Bulk 1BF	1.600	720	18,2	40	97	73
Mucuna cinza	Comum	670	310	16,6	19	73	41
<i>Outono/inverno</i>							
Aveia preta	Comum	1.850	855	21,6	40	89	100
Azevém	Comum	1.150	529	9,4	56	86	100
Ervilha forrageira	BRS sulina	660	309	24,6	13	68	100
Ervilhaca	Comum	1.330	624	50,4	12	82	100
Nabo forrageiro	Comum	860	397	9,8	41	92	11
Tremoço azul	IAPAR 24	850	392	9,5	41	63	32
Tremoço nativo	Comum	760	369	9,2	40	64	12

¹ Total de MS de raízes livre de cinzas coletadas no pleno florescimento das plantas em cultivo solteiro (0-20 cm). RF = Raízes finas (1ϕ<math><2</math> mm). Espécies de Fabaceae conduzidas com fertilidade natural do solo e espécies de Poaceae de acordo com recomendações da CQFS – RS/SC, 2004.

2.2. Matéria seca de raízes

Em algumas situações, as raízes das plantas de cobertura de solo representam uma larga proporção de material orgânico fresco que entra no solo. Poucos trabalhos avaliaram a produção de MS e acúmulo de nutrientes, especialmente C e N em raízes de plantas (REDIN, 2010, 2014a), especialmente de cobertura de solo, e por esse motivo ainda os resultados de pesquisa são incipientes no Brasil.

Na maioria dos trabalhos realizados para quantificar a produção de raízes pelas plantas, são utilizados

métodos destrutivos, trabalhosos e que demandam tempo. Raros são os resultados de pesquisa relacionados à produção de MS de raízes e acúmulo de C e N de plantas de cobertura de solo. As poucas informações disponíveis sobre MS de raízes são provenientes de estudos conduzidos na América do Norte (Canadá e EUA) em condições de cultivo e solo característicos de clima temperado (p.ex. BOLINDER et al., 2007). A limitada disponibilidade de informações em condições de clima subtropical, clima da Região Sul do Brasil, obriga comumente a utilização destes resultados como ponto de referência para estudos relacionados a entradas de

C e N no solo, materiais orgânicos e manejo ecológico do solo. A utilização de dados médios de literatura como aqueles gerados no Canadá e EUA, por não representar as condições de estudo, pode levar a resultados contrastantes de entradas de C e N no solo, além de não estimar corretamente a relações ecológicas do solo decorrentes do sistema radicular das plantas. A seguir serão apresentados alguns resultados de pesquisa obtidos por Redin, (2008, 2010, 2014a). Os referidos trabalhos são publicações que abrangem um número expressivo de espécies de plantas de cobertura de solo em culturas solteiras em condição de clima subtropical do Sul do Brasil. Observa-se na **Tabela 3** que a produção de MS na camada de 0-20 cm de profundidade do solo das espécies avaliadas variou de 504 kg ha⁻¹ para o feijão de porco a 1.850 kg ha⁻¹ para a aveia preta.

Entre as espécies de outono/inverno destacam-se, além da aveia preta, ervilhaca (1.330 kg ha⁻¹) e azevém (1.150 kg ha⁻¹). Esses resultados destacam a importância na inclusão da aveia preta, ervilhaca e azevém em sistemas de culturas para aporte de C e melhoria física, química, e principalmente biológica do solo através do sistema radicular.

Entre as espécies de primavera/verão destacam-se o milho (1.600 kg ha⁻¹) e o guandu anão (1.440 kg ha⁻¹). Comparando a produção média de raízes, observa-se que a produção de MS de raízes nas não Fabaceae foi 1,6 vezes maior que Fabaceae (1.365 *versus* 858 kg ha⁻¹, respectivamente). Este resultado evidencia a importância das espécies de Poaceae na incorporação de C ao solo, através do seu sistema radicular. De acordo com Roumet et al. (2008), esse resultado pode estar relacionado à própria natureza da família das espécies de Fabaceae que determina a produção de MS. Ainda, a aveia preta, azevém e milho apresentam relações C/N levemente elevadas, o que pode sugerir uma menor decomposição dessas raízes no solo. Cabe salientar que resultados de pesquisa relacionados a MS de raízes podem ser muito variáveis, pois é dependente de vários fatores, principalmente os metodológicos de coleta das raízes.

O acúmulo de C na MS das raízes variou de 247 kg ha⁻¹ no feijão de porco a 855 kg ha⁻¹ na aveia preta. Para o N o acumulado variou de 4,7 kg ha⁻¹ na crotalaria *spectabilis* a 50 kg ha⁻¹ na ervilhaca. Esse elevado acúmulo de N da ervilhaca, provavelmente está relacionado à eficiente FBN nessa espécie de Fabaceae. Esses resultados evidenciam o potencial da ervilhaca em adicionar N para o solo através da parte aérea (**Item 3.1**) e, principalmente pelas raízes. Nesse sentido, o uso de ervilhaca em esquemas de sucessão e rotação de culturas com cereais de inverno pode levar à redução do uso de fertilizantes nitrogenados comerciais, além de elevar a

produção de grãos nas culturas principais em sucessão no verão.

A quantidade de nutrientes presentes nas raízes, em especial de N, é frequentemente ignorada nos sistemas de cultivo, porque se pensa que elas contêm pequenas quantidades desse nutriente, cerca de 10-15% do N total da planta (KUMAR; GOH, 2000). De acordo com os resultados apresentados no presente trabalho as raízes das plantas de cobertura de solo apresentaram de 2,2 a 29% do N total da planta para o feijão de porco e para o azevém, respectivamente. Para a ervilhaca, amplamente utilizada nos sistemas de culturas, nas raízes desta espécie representam 26% do N total da planta. No entanto, segundo Rochester et al. (1998) este órgão pode apresentar até 40% do N total contido nas plantas, dependendo da espécie.

Observa-se que a maior proporção de MS de raízes é encontrada na camada de 0-10 cm de profundidade do solo, para todas as espécies avaliadas, com valores compreendidos entre 63% (tremoço azul) e 97% (milheto) (Tabela 3). Provavelmente, a maior contribuição de C proveniente das raízes será nas camadas superficiais do solo. A maior incidência de raízes nos primeiros centímetros do solo pode estar relacionada as boas propriedades químicas em superfície, principalmente valores adequados de pH, Ca e P do solo, observado em plantio direto, condição de amostragem das raízes do presente estudo. Além disso, o plantio direto proporciona melhorias nas propriedades físicas, com maior quantidade de poros e fissuras nas camadas superficiais que são as vias preferenciais ao crescimento de raízes no solo (FILHO et al., 2001).

A proporção de raízes grossas e finas indica que na média de todas as espécies de plantas de cobertura de solo avaliadas, 53% da MS de raízes produzidas são de raízes finas e 47% de raízes grossas (**Tabela 3**). As espécies de outono/inverno em média, apresentam maior quantidade de raízes finas; entre as espécies de primavera/verão o milho apresenta a maior quantidade de raízes finas. Segundo Rasse et al. (2005) as raízes podem crescer no interior dos agregados, promovendo a proteção e estabilização do C no solo. Nesse sentido, espécies que apresentam maior proporção de raízes finas, podem contribuir mais para o C orgânico do solo devido a maior facilidade de penetrar e crescer no interior de agregados do solo, dificultando a decomposição.

Observa-se na **Figura 6** que a maior quantidade de MS de raízes para espécies de primavera/verão na camada de 0-10 cm é encontrada na região próxima à linha de semeadura/covas (média 91%). Por exemplo, 98% das raízes do crotalaria *spectabilis* estiveram concentradas em 50% da área de abrangência da planta

(próximo à linha de semeadura). Pode-se estimar que a quantidade de raízes nessa área é de 578 kg ha⁻¹ e de apenas 12 kg ha⁻¹ no restante da área (entrelinhas de semeadura). Por outro lado, a menor concentração de raízes próxima à linha de semeadura/covas foi observada com o feijão de porco e mucuna cinza (81%). Essa variação espacial das raízes na camada superficial do solo pode provocar uma variação espacial da atividade de micro-organismos, principalmente daqueles benéficos e, por consequência na decomposição das raízes, além de afetar a distribuição do C das raízes no interior do solo.

Embora em menor quantidade que a parte aérea, as raízes das plantas de cobertura de solo podem produzir quantidade consideráveis de MS e acúmulo de C e N, fato que não pode ser desconsiderado nas avaliações do potencial de ciclagem de nutrientes e melhoria da qualidade física, química, e principalmente biológica do solo. Neste sentido trabalhos recentes têm mostrado contribuição significativa das raízes no C orgânico do solo devido as raízes se decompõem no solo mais lentamente em relação aos outros órgãos das plantas devido a sua composição bioquímica recalcitrante (PUGET; DRINKWATER, 2001; LU et al., 2003).

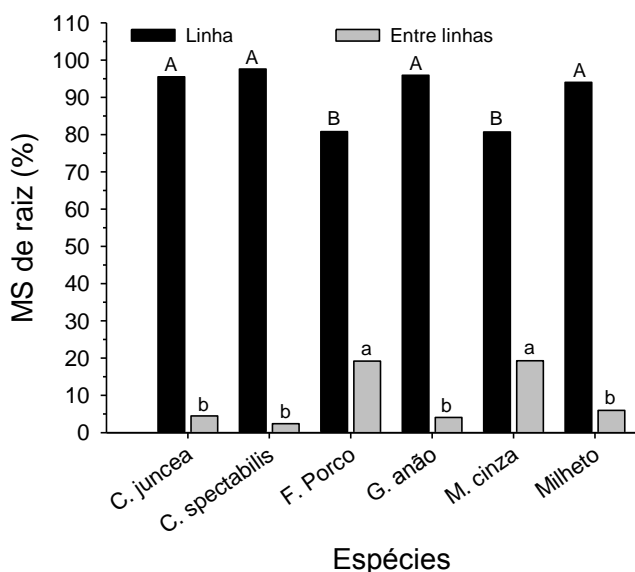


Figura 6. Distribuição da matéria seca (MS) no solo em relação à linha de semeadura/cova para espécies de primavera/verão na camada de 0-10 cm em cultivo solteiro. Espécies: C. juncea = Crotalária juncea; C. spectabilis = Crotalária spectabilis; F. porco = Feijão de porco; G. anão = Guandu anão; M. cinza = Mucuna cinza. Barras seguidas da mesma letra maiúscula na linha ou minúsculas na entre linhas não são significativamente diferentes (Tukey; P<0,05).

A entrada de materiais orgânicos no solo ocorre continuamente durante o ciclo de vida das plantas de cobertura de solo. Durante a estação de crescimento

das plantas são produzidas e liberadas substâncias orgânicas no solo na forma de rizodeposições tais como exudatos solúveis em água, secreções, mucilagens, células e tecidos mortos, além da própria decomposição das raízes senescentes (LU et al., 2003). As rizodeposições atraem micro-organismos, assim a custa dessas substância se proliferam, por sua vez quando morrem os microrganismos vão servir de nutrientes as plantas. Os compostos liberados pelas raízes das plantas durante o crescimento podem representar uma alta proporção de C e N no solo e, portanto, influenciar a matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes às plantas devido à estimulação dos micro-organismos do solo (WICHERN et al., 2007).

A fase de crescimento vegetativo das plantas de cobertura de solo pode representar uma alta taxa de rizodeposições no solo, em média 20-30% do C fixado por espécies de Poaceae é translocada abaixo do solo, sendo a metade proveniente das rizodeposições. A maior parte do C é respirada a dióxido de carbono (CO₂) pelas raízes e micro-organismos na rizosfera radicular, restando apenas 3-9% do C total fixado (KUZYAKOV; SCHNECKENBERGER, 2004). Para o N, a proporção do N assimilado e transferido para o solo varia de 16% a 60% em Poaceae, enquanto que em Fabaceae de 14% a 53%. O N proveniente das rizodeposições varia muito entre as famílias de plantas, de 4,3% a 56% do N assimilado por Poaceae e de 4,5% a 44% em Fabaceae (KHAN et al., 2002). No entanto, a quantificação das rizodeposições ainda é uma tarefa difícil, pois somente é possível através da utilização de técnicas isotópicas, entre eles, o uso do isótopo estável de C (¹³C). De acordo com Primavesi (2002), a diferença não está na quantidade de MS e N fixado, mas rizodeposições benéficas das raízes das plantas de cobertura de solo. Assim, com a entrada contínua de material orgânico promovida pelas plantas de cobertura de solo ocorre a estimulação da vida do solo, devido a manutenção e/ou ampliação da ecologia natural do solo, de notável importância para a agricultura de base ecológica.

3. Plantas de cobertura de solo e produção agroecológica

A agricultura familiar foi escolhida pela Organização das Nações Unidas – ONU como temática central para o ano de 2014. No Brasil, o setor engloba 4,3 milhões de unidades produtivas (84% do total) e 14 milhões de pessoas ocupadas, o que representa em torno de 74% do total das ocupações distribuídas em 80.250.453 hectares (25% da área total). A produção que resulta da agricultura familiar se destina basicamente

para as populações urbanas, locais, o que é essencial para a segurança alimentar e nutricional (EMBRAPA, 2015a). A agricultura familiar compreende grande diversidade cultural, social e econômica que pode variar desde o campesinato tradicional até à pequena produção modernizada. A principal característica dos agricultores familiares é a produção com a menor dependência de insumos externos à propriedade, princípio fundamental da produção sustentável. Neste sentido, o uso de plantas de cobertura de solo, como condicionador físico, químico, e principalmente biológico do solo exercem papel central na promoção do novo e eminente modelo de agricultura sustentável.

O sistema de produção agrícola comumente utilizado, o modelo de produção convencional na agricultura familiar ou empresarial, tem apresentado evidentes e intensos sinais de esgotamento, decadência e insustentabilidade, devido a seus impactos sobre o ambiente, a saúde humana e a economia (CLARO, 2001). O iminente esgotamento dos recursos naturais e o impacto sobre o entorno ambiental causados pelo atual modelo produtivo agrícola, especialmente implantado após o processo da revolução verde, nos mostram, de forma cada vez mais clara, os limites naturais ao crescimento econômico ilimitado (ALTIERI, 2002). Com o advento da revolução verde, muitas técnicas e saberes culturais, como por exemplo, o uso de plantas de cobertura de solo foi substituído pelo novo sistema de produção, baseado no lucro e na produtividade com exploração e contaminação de recursos naturais (GLEISSMAN, 2005). Nas últimas décadas, entretanto, estão se ampliando as discussões sobre o resgate das técnicas, os saberes culturais do passado e sobre modelos de produção sustentáveis que se baseiem no manejo ecológico do solo, através do uso de práticas que tornem o solo química e fisicamente equilibrado, além de biologicamente ativo (PRIMAVESI, 2002; CLARO, 2001).

Nas pequenas propriedades rurais do Sul do Brasil, de agricultura familiar, ainda são muito preservadas e utilizadas as técnicas de cultivo com o uso de plantas de cobertura de solo para adubação verde dispostas em sistema solteiro ou consorciadas. No entanto, são utilizadas de forma cultural, rudimentar, e principalmente, cultivadas de forma convencional, com pouca preocupação com os benefícios ao ambiente. Além disso, na grande maioria das propriedades, não está claro entre técnicos, extensionistas e agricultores sobre os benefícios ecológicos do uso de plantas de cobertura de solo no modelo de produção agroecológico. A agroecologia vai além de uma visão unidimensional dos agroecossistemas, de sua genética, agrono-

mia, edafologia, entre outras, engloba um entendimento dos níveis ecológicos de plantas, solos e sociais da coevolução, da estrutura e do funcionamento dos sistemas, com a aplicação de conceitos e princípios da ecologia no manejo e desenho de agroecossistemas sustentáveis (ALTIERI, 2002; PRIMAVESI, 2002; GLEISSMAN, 2005). Além disso, a agroecologia representa uma abordagem agrícola que incorpora cuidados especiais relativos ao ambiente e, assim como aos problemas sociais, enfocando não somente a produção, mas também a sustentabilidade ecológica do sistema de produção (ALTIERI, 2002).

No Brasil, em aproximadamente 60 anos de história, o manejo ecológico do solo foi profundamente estudado pela pesquisadora Ana Primavesi. Entre suas principais publicações está o livro “Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais”, publicado em 2002. Nessa temática, ao longo de sua carreira a pesquisadora mostrou a vida biológica no solo, sendo considerada um ponto de virada na agricultura tropical e tornou-se referência das universidades e instituições brasileiras de pesquisa. O solo, desde que manejado corretamente pode conter bilhões de organismos vivos, desde os grandes, como minhocas, até bactérias, fungos e algas, todos vivendo em perfeita harmonia no solo.

Existem na bibliografia diversas tecnologias apropriadas para o correto manejo ecológico do solo, como a adubação verde com plantas de cobertura de solo, adubação orgânica com uso de dejetos animais, compostagem, vermicompostagem, biofertilizantes, entre outros. No entanto, a principal recomendação da pesquisadora é a rotação de culturas e uso de plantas de cobertura do solo, pois a prática é positiva para a boa qualidade biológica do solo e também ajuda no controle de pragas e doenças, como por exemplo, os nematóides fitopatogênicos. Muitas dessas tecnologias, foram estudadas de forma convencional e forma transferidas por diferentes formas aos agricultores agroecológicos. O grande diferencial da produção de base ecológica é abordar toda a complexidade dos agroecossistemas, inclusive do solo no seu conjunto de interações do solo-planta-atmosfera.

O não uso de plantas de plantas de cobertura de solo se deve à falta de conhecimento sobre a existência daquelas que servem especificamente para proteger, melhorar e recuperar o solo, ou à dificuldade de aquisição inicial de sementes pela escassez de recursos. Hoje, são diversas as alternativas de cultivo ou consórcio de determinadas culturas para a melhoria das condições do solo e substituição de adubos químicos e, até mesmo agrotóxicos. O uso de plantas de cobertura de

solo, além da proteção do solo contra a erosão contempla muitos dos princípios fundamentais da produção agroecológica. A capacidade de transformar o N existente no ar atmosférico em formas assimiláveis para plantas – fixação biológica de nitrogênio – FBN pelas espécies de Fabaceae pode suprir a adubação mineral nitrogenada dependendo da espécie e do sistema de cultivo adotado (PRIMAVESI, 2002). Plantas de cobertura de solo podem favorecer a atividade biológica e incrementar de forma biológica os teores de C e N do solo através da ciclagem de nutrientes, reduzindo a demanda por fertilizantes externos as unidades de produção agrícola. Adicionalmente, essas plantas podem aumentar a atividade microbiana no solo pela disponibilidade de N orgânico da FBN, influenciando também a disponibilidade de outros nutrientes para as plantas, em virtude da síntese enzimática ser estimulada nos micro-organismos envolvidos nas biotransformações de alguns nutrientes no solo (LAGOMARSINO et al., 2008).

Atualmente, procura-se um potencial substituto para o N comercial que findará junto com o petróleo, uma vez que o petróleo tornando-se escasso (PRIMAVESI, 2002). Ainda, de acordo com Primavesi (2002) sem N no solo não haveria vida no planeta terra. Nesse sentido, a vital importância do N provenientes de espécies de Fabaceae como as plantas de cobertura de solo. Além da menor dependência de fertilizantes externos da propriedade, que resulta em economia financeira para o agricultor, a característica de contribuir para o auto fornecimento do N utilizado para o desenvolvimento da planta minimiza os impactos do N sobre o ambiente. O uso de espécies de Fabaceae, como adubos verdes, eficientes para FBN, fornece N para o solo e melhora suas propriedades físicas, químicas e biológicas, além do aumento de produtividade, especialmente em solos deficientes em disponibilidade de N. Ainda, em solos pobres, como por exemplo, os arenosos a utilização de plantas de cobertura de solo pode ser uma importante alternativa para a contenção do processo de degradação do solo, já que essas plantas são rústicas e bem adaptadas a essas condições de solos (PEREIRA et al., 2009).

Outro princípio fundamental da agroecologia consiste na constante entrada de resíduos culturais no solo. A quantidade e qualidade dos resíduos de parte aérea e raízes adicionados ao solo dependem do sistema de rotação adotado e, em grande parte, do tipo de planta de cobertura de solo e do manejo adotado (EMBRAPA, 2015b). Primeiramente, deve-se selecionar aquelas espécies com maior potencial de desenvolvimento para as condições locais, tomando-se por base a

rapidez de crescimento e produção de MS (AITA; GIACOMINI, 2006). Espécies ricas em N, como por exemplo, o feijão de porco, ervilha, ervilhaca e mucuna podem apresentar muitos benefícios para a vida do solo, pois o N é um elemento fundamental, e também um estimulador dos micro-organismos do solo. A maior produção de MS, especialmente de raízes indica maior oferta de resíduos e exudatos radiculares que ativam de forma natural os serviços ecológicos, as relações e atividade biológica do solo. Quanto mais rápido o estabelecimento, maiores os benefícios físicos advindos da cobertura na proteção do solo e na supressão de plantas de crescimento espontâneo pelo sombreamento e competição entre as plantas. Posteriormente, os resíduos culturais da cobertura morta dispostas na superfície do solo formam uma barreira física e não permitem condições adequadas para a germinação das sementes das plantas de crescimento espontâneo. De acordo com Altieri et al. (2012) os resíduos de culturas de cobertura de solo devem estar presentes em quantidades mais elevadas para fornecer um alto nível de supressão física das plantas de crescimento espontâneo. Ainda, segundo o mesmo autor, quando cultivadas com a combinação de espécies de Poaceae e Fabaceae incrementa a produção de biomassa e, portanto, a espessura da cobertura morta, que na maioria dos casos leva a uma maior supressão de plantas espontâneas.

Muitas espécies de plantas de cobertura de solo produzem compostos químicos alelopáticos que são solúveis e facilmente liberados no ambiente a partir de folhas, raízes e resíduos da planta em decomposição com efeito inibitório ou benéfico, direto ou indireto, de uma planta sobre outra. Estas substâncias liberadas causam principalmente alterações fisiológicas e/ou morfológicas, influenciando processos como germinação, crescimento, florescimento, frutificação, senescência e abscisão nas espécies sensíveis (CORREIA et al., 2005). Por exemplo, as espécies do gênero *Bidens* sp. que infestam as lavouras de milho em pequenas propriedades de agricultura familiar, são facilmente controladas pelos resíduos culturais de nabo forrageiro mantidos na superfície ou incorporados ao solo. Outros exemplos de alelopatia presente nos adubos verdes: a palha de aveia preta prejudica o desenvolvimento do papuã (*Brachiaria plantaginea*) e da milhã (*Digitaria sanguinalis*); o feijão de porco e a mucuna prejudicam o desenvolvimento da tiririca (*Cyperus rotundus*); o nabo forrageiro inibe o papuã. No entanto, estes serviços ecológicos naturais ainda são pouco explorados, porém com grande potencialidade de uso na produção de base ecológica.

Os resíduos culturais das plantas de cobertura de solo também preservam a umidade, do efeito da irradiação do sol, além de manter o equilíbrio térmico em dias de alta temperatura, fundamentais a sobrevivência dos organismos do solo. Em sua maioria os organismos do solo vivem até 20 cm de profundidade por necessitarem de oxigênio e material orgânico. A elevação da temperatura do solo é mortal para a maioria dos organismos do solo, uma vez que somente são recobertos por uma fina película, que não é capaz de fornecer proteção contra ao aumento de temperatura e falta de umidade (PRIMAVESI, 2002). A maioria dos organismos do solo são antifototrópicos, ou seja, não são tolerantes a luz solar. O solo descoberto, como ocorre muitas vezes com o solo agrícola, não oferece refúgio e, portanto, os organismos do solo morrem, pois não suportam a radiação direta (PRIMAVESI, 2002). Além disso, os resíduos culturais das plantas de cobertura de solo favorecem a entrada de matéria orgânica no solo, responsável pela reatividade química do solo, e estimular os organismos do solo. No sistema plantio direto e cultivo mínimo a inexistência de revolvimento do solo, associada à manutenção de uma camada de resíduos culturais e de plantas de cobertura de solo na sua superfície, permitem um enriquecimento de material orgânico em sua camada superficial do solo, vital a sobrevivência de plantas e organismos do solo. Entre as espécies de plantas de cobertura de solo destaca-se a mucuna, pois estudos preliminares mostram o grande potencial dessa espécie em acumular matéria orgânica no solo. Seus resíduos culturais, principalmente de raízes apresentam baixa decomposição no solo, que pode ser atribuído à presença, em alta concentração, de compostos fenólicos nesse órgão da planta (Redin, 2010).

Ainda, o uso de plantas de cobertura de solo favorece outros serviços ecológicos naturais preconizados na agroecologia, como o controle natural de pragas. Os nematóides fitopatogênicos são um grave problema para a agricultura em diversos países do mundo, inclusive no Brasil e são responsáveis por perdas totais da produção em algumas culturas em escala familiar e/ou empresarial. De acordo com o apresentado no **Item 1**, diversas espécies de plantas de cobertura de solo podem ser utilizadas no controle de nematóides fitopatogênicos (as espécies de crotalária, mucuna e milheto). A solução desse problema pode ser a rotação de culturas com as plantas de cobertura de solo, uma técnica simples e fácil de colocar em prática. Resultados preliminares de pesquisa mostraram que algumas espécies de crotalária, guandu anão e o milheto diminuem em até 80% a população de nematóides fitopatogênicos. Ainda, a rotação com plantas de cobertura de solo aumenta o número de espécies vegetais utilizadas nos

agroecossistemas, os policultivos, que entre outros inúmeros benefícios podem aumentar a fonte de renda da propriedade com a produção de sementes das espécies de plantas de cobertura de solo. Por exemplo, os policultivos em consórcios também favorecem o controle de insetos herbívoros, pois estes ficam em desvantagem no sistema de consórcio, porque as fontes de alimento são menos concentradas e mais difíceis de serem encontradas na mescla de espécies. Nos policultivos a presença de insetos benéficos é estimulada devido a fatores como a disponibilidade de condições microclimáticas mais atraentes e à presença de fontes de pólen e néctar mais diversas.

O uso de plantas de cobertura de solo em sistemas de culturas pode ajudar no controle de doenças. Primeiramente deve-se entender que, na natureza, as doenças de plantas surgem em decorrência de plantas cultivadas com deficiente nutrição. Segundo Zamberlam e Froncheti (2012) a forma fundamental de se controlar as doenças é o desenvolvimento de uma planta equilibrada nutricionalmente e sadia, ao invés de combater, mais tarde, os sintomas, como é realizado na agricultura convencional. Nesse sentido, o uso de plantas de cobertura de solo ajuda a equilibrar a vida do solo e, assim, fortifica o potencial do controle de doenças, além de proporcionar as condições químicas e físicas para desenvolver uma planta equilibrada e resistente. Em adição, sistemas de policulturas em rotação podem favorecer a quebra do ciclo de vida de pragas e doenças. Ainda, a manutenção de algumas plantas de crescimento espontâneo nos sistemas de culturas é muito importante, pois amplia a biodiversidade, as fontes de alimento, são plantas hospedeiras de pragas e doenças, e por consequência, o menor ataque as culturas.

Assim, as plantas de cobertura de solo têm um papel fundamental na manutenção das características químicas, físicas e, principalmente biológicas do solo, pois, são as bases das relações ecológicas do solo. Atualmente, existem muitos esforços para a promoção de uma agricultura ecologicamente correta e valorização do ambiente. Nesse sentido, a ONU decretou 2015 como o Ano Internacional dos Solos com o tema "*Healthy Soils for a Healthy Life*" e espera que a iniciativa sirva para mobilizar a sociedade para a importância dos solos como parte fundamental do ambiente e os perigos que envolvem a degradação deles em todo o mundo. Portanto, o correto manejo ecológico do solo, é beneficiado com uso de plantas de cobertura de solo que favorecem a qualidade do solo, o que por sua vez pode ser entendido como um dos principais índices de qualidade dos agroecossistemas, e conseqüentemente da qualidade de vida da população.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de plantas de cobertura de solo, cultivadas solteiras ou consorciadas são uma prática muito antiga nos agroecossistemas de agricultura familiar em pequenas propriedades rurais. Atualmente, tornam-se evidentes os benefícios ecológicos no solo pelo uso das plantas de cobertura de solo na agricultura ecológica. O trabalho abordou principalmente a produção de MS, acúmulo de C e N nas raízes das plantas de cobertura de solo, informações raras até o momento, e mostrando, portanto, que trabalhos nesta área devem ser incentivados no Brasil. Ainda, neste trabalho foi abordado o potencial do uso das plantas de cobertura de solo no controle biológico de algumas pragas, doenças, plantas de crescimento espontâneo, aumento de matéria orgânica e proteção do solo, conhecimento ainda pouco explorado ou conhecido entre técnicos e agricultores. Finalmente, foi realizado um resgate do potencial do uso de plantas de cobertura de solo para a valorização e ampliação das relações ecológicas do solo, de vital importância para a agroecologia. Aspira-se que o equilíbrio biológico do solo proporcionado pelo uso das plantas de cobertura de solo favoreça o desenvolvimento das culturas, permitindo-as explorar todo o potencial genético, refletindo no aumento de produtividade, na qualidade dos alimentos e, principalmente na sustentabilidade da produção agrícola.

REFERÊNCIAS

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; CERETTA, C. A. Decomposição e liberação de nutrientes dos resíduos culturais de adubos verdes. In: FILHO, O. F. L.; AMBROSANO, E. J.; ROSSI, F.; CARLOS, J. AD. (Eds.). **Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: Fundamentos e prática**. Brasília: EMBRAPA, 2014. p. 225-264.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Plantas de cobertura de solo em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R. et al. (Eds.). **Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. p. 59-79.
- ALTIERI, M. et al. Aumento do rendimento dos cultivos através da supressão de plantas espontâneas em sistemas de plantio direto orgânico em Santa Catarina, Brasil. **Agroecologia**, v.7, p. 63-71, 2012.
- ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. Guaíba: Agropecuária, 2002. 592p.
- AMOS, B.; WALTERS, D. T. Maize Root Biomass and Net Rhizodeposited Carbon: An Analysis of the Literature. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 1489-1503, 2006.
- BOLINDER, M. A. et al. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 118, p. 29-42, 2007.
- CALEGARI, A. Plantas de cobertura. In: CASÃO J. R. et al. (Eds.). **Sistema Plantio direto com qualidade**. Londrina: IAPAR, 2006. p. 55-73.
- CASALI, C.A. et al. Benefícios do uso de plantas de cobertura de solo na ciclagem de fósforo. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 23-33.
- CASTRO, A. C. Q. **Impactos regionais de mudanças tecnológicas na agropecuária: Região Ceilero do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2001. 194 p. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.
- CORREIA, N. M.; CENTURION, M. A. P. C.; ALVES, P. L. C. A. Influência de extratos aquosos de sorgo sobre a germinação e o desenvolvimento de plântulas de soja. **Ciência Rural**, v. 35, p. 498-503, 2005.
- CLARO, S. A. **Referências tecnológicas para a agricultura familiar ecológica: A experiência da Região Centro-Serra do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2001.
- DERPSCH, R.; CALEGARI, A. **Plantas para adubação verde de inverno**. Londrina: IAPAR, 1992. 80p. (IAPAR. Circular, 73).
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2015a. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/embrapa-no-ano-internacional-da-agricultura-familiar>>. Acesso em 30 agosto de 2015.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2015b. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/milho/arvore/CONTAG01_72_59200523355.html>. Acesso em 30 agosto de 2015.
- FILHO, J. T. et al. Resistência à penetração e desenvolvimento do sistema radicular do milho (*Zea mays*) sob diferentes sistemas de manejo em Latossolo Roxo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 725-730, 2001.
- GLEISSMAN, S. R. **Agroecologia: Processo ecológicos em agricultura sustentável**. 3.ed. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 653p.
- KHAN, F. K. et al. Quantifying belowground nitrogen of legumes. A comparison of ¹⁵N and non-isotopic methods. **Plant and Soil**, v. 239, p. 277-289, 2002.
- KUMAR, K., GOH, K. M. Biological nitrogen fixation, accumulation of soil nitrogen and nitrogen balance for white clover (*Trifolium repens* L.) and field pea (*Pisum sativum* L.) grown for seed. **Field Crops Research**, v. 68, p. 49-59, 2000.
- KUZYAKOV, Y.; SCHNECKENBERGER, K. Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. **Archives of Agronomy & Soil Science**, v. 50, p. 115-132, 2004.
- LAGOMARSINO, A. et al. Soil biochemical indicators as a tool to assess the short-term impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 518-527, 2009.
- LU, Y.; WATANABE, A.; KIMURA, M. Carbon dynamics of rhizodeposits, root- and shoot-residues in a rice soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 1223-1230, 2003.
- MOARES, M.T. et al. Benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 34-48.
- PEREIRA, I. S. et al. **Caracterização agrônômica da amoreira-preta cultivada no Sul do estado do Paraná**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2009. 19p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 271).
- PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 2002. 541p.

- PUGET, P.; DRINKWATER, L. E. Short-term dynamics of root and shoot derived carbon from a leguminous green manure. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p. 771-779, 2001.
- RASSE, D.P.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. **Plant and Soil**, v. 269, p. 341-356, 2005.
- REDIN, M. **Produção de biomassa, composição química e decomposição de resíduos culturais da parte aérea e raízes no solo**. 114 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Santa Maria, 2014a.
- REDIN, M. et al. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 78, p. 65-75, 2014b.
- REDIN, M. **Composição bioquímica e decomposição da parte aérea e raízes de culturas comerciais e de plantas de cobertura do solo**. 141 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Santa Maria, 2010.
- REDIN, M. et al. **Produção e distribuição no solo de fitomassa radicular de culturas comerciais e de plantas de cobertura de solo**. In: VII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, 2008, Santa Maria - RS.
- ROCHESTER, I. J. et al. *Faba beans* and other legumes add nitrogen to irrigated cotton cropping systems. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 38, p. 253-260, 1998.
- ROUMET, C. et al. Root traits and taxonomic affiliation of nine herbaceous species grown in glasshouse conditions. **Plant and Soil**, v. 312, p. 69-83, 2008.
- ZAMBERLAM, J.; FRONCHETI, A. **Agroecologia: caminho de preservação do agricultor e do meio ambiente**. Petropolis: Vozes, 2012. 196p.
- WICHERN, F. et al. Rhizodeposition of C and N in peas and oats after ¹³C-¹⁵N double labelling under field conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 2527-2537, 2007.

BENEFÍCIOS DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA DE SOLO NA CICLAGEM DE FÓSFORO

Carlos Alberto Casali¹, Tales Tiecher², João Kaminski³, Danilo Rheinheimer dos Santos⁴, Ademir Calegari⁵ & Rogério Piccin⁶

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor de Solos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, (UTFPR), Câmpus de Dois Vizinhos, Estrada para Boa Esperança, S/n - Zona Rural, Dois Vizinhos, CEP 85660-000, PR, Brasil. E-mail: betocasali@yahoo.com.br. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, 7712, Porto Alegre, CEP 91540-000, RS, Brasil. E-mail: tales.tiecher@gmail.com

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Aposentado do Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP: 97105-900, RS, Brasil. E-mail: joao.kaminski@gmail.com

⁴ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de Solos da UFSM. Pesquisador 1C-CA/AG do CNPq. E-mail: danilonesaf@gmail.com

⁵ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Pesquisador Aposentado do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), Rod. Celso Garcia Cid, 2571 - Conj. Hab. Jamile Dequech, Londrina, CEP 86047-590, PR, Brasil. E-mail: ademircalegari@bol.com.br

⁶ Engenheiro Agrônomo, Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. E-mail: piccinagro@gmail.com

INTRODUÇÃO

A baixa disponibilidade de fósforo (P) nos solos brasileiros leva a aplicação desse nutriente em sistemas de produção de grãos, de fibra, de madeira e de horticultura, principalmente via fertilizantes inorgânicos solúveis. Contudo, a iminente depleção das reservas de rochas fosfáticas no próximo século (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009) e o uso de doses de P maiores que a capacidade do solo em retê-lo mais energeticamente, que pode torna-lo poluente de mananciais de água, fazem com que o emprego de fertilizantes fosfatados deva ser minimizado (BROETTO et al., 2014; CERETTA et al., 2010; STUTTER; LANGAN; COOPER, 2008; VAN DIJK; LESSCHEN; OENEMA, 2015; ZHANG et al., 2008) e utilizado de forma mais eficiente.

O presente contexto gera maior preocupação com as formas inorgânicas de P (Pi) do solo em estudos da dinâmica da sua disponibilidade para as plantas. Contudo, esse nutriente também pode ser de natureza orgânica (Po), derivados de compostos da flora e da fauna do solo e do armazenado nas plantas, compreendendo os ésteres orgânicos de fosfatos. Como as intervenções antrópicas alteram a quantidade e as formas de P no solo, quer por adições ou subtrações por sistemas de cultivo de plantas e formas de manejo (CHEN et al., 2015; CHERUBIN et al., 2016; ŁUKOWIAK; GRZEBISZ; SASSENATH, 2016; NZIGUHEBA; BÜNEMANN, 2005; YANG et al., 2016), necessita-se

investir em estudos da sua ciclagem, compreendendo os mecanismos de liberação de P de fontes menos lábeis, orgânicas ou inorgânicas, o aumento da sua absorção e eficiência de utilização pelas plantas, ou mesmo desenvolver métodos mais precisos para monitorar os resultados de manejo da adubação fosfatada para solos com baixa disponibilidade de P.

No Sul do Brasil predominam solos intemperizados, que possuem elevado teor de argilominerais 1:1, óxidos de ferro e alumínio, os quais adsorvem P com alta energia, diminuindo a sua disponibilidade (BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2014, 2016; GÉRARD, 2016). Assim, as formas orgânicas de P passam a ser um componente importante na dinâmica de disponibilidade desse nutriente no solo (DODD; SHARPLEY, 2015; TIECHER; RHEINHEIMER; CALEGARI, 2012). Deve-se destacar a ciclagem biológica do P, que envolve a atividade microbiana, quer pela imobilização do nutriente no tecido microbiano ou pela mineralização do elemento contido em compostos orgânicos (DODD; SHARPLEY, 2015; TIESSEN; STEWART; COLE, 1984), ou mesmo pela produção de enzimas que aceleram a liberação do fosfato de compostos orgânicos (TURNER, 2008).

Em conjunto, a ciclagem do P pelas plantas ganha importância, pois estas possuem diferentes graus de adaptação para acessar o P do solo (HALL et al., 2010; LAJTHA; HARRISON, 1995; NEUMANN; RÖMHELD, 1999). Há aquelas que aproveitam o Pi por suas raízes ou associações com micorrizas e as que utilizam Po por mecanismos enzimáticos especializados

para cada tipo de ésteres de fosfatos, que são utilizados como fontes do nutriente (TURNER, 2008).

Como esses mecanismos variam com a espécie vegetal, a fim de otimizar o uso do P do solo pelas plantas em sistemas agrícolas, é fundamental a identificação daquelas com maior potencial de absorver e ciclar o P do solo, principalmente as que podem ser utilizadas comercialmente ou como plantas de cobertura do solo cultivadas em sucessão com espécies comerciais. Trabalhos de Giacomini et al. (2003), Marsola (2008), Tiecher et al. (2012) e Casali (2012) mostraram que existe variação na dinâmica do P no tecido das espécies vegetais e, conseqüentemente, efeito no comportamento do P no solo. Melhorar a compreensão do efeito das plantas de cobertura do solo sobre a dinâmica do P do solo pode contribuir para o uso mais eficiente dos fertilizantes fosfatados, assim como já acontece para o nitrogênio.

1. Dinâmica do P no solo: o limite entre a produtividade e a contaminação

A dinâmica do P no solo possui relação estreita com propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (NEGASSA; LEINWEBER, 2009; RHEINHEIMER; GATIBONI; KAMINSKI, 2008), destacando o teor e a mineralogia das partículas de argila (ALMEIDA; TORRENT; BARRÓN, 2003; BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016; GUGGENBERGER; CHRISTENSEN; RUBŇK, 2000). As partículas minerais de tamanho argila apresentam maior número de sítios de adsorção de ânions, devido à sua maior área superficial específica, o que confere ao solo maior capacidade de adsorver o P, diminuindo suas formas disponíveis. Essa característica se torna mais expressiva em solos intemperizados que contêm altos teores de óxidos de alumínio e de ferro, principalmente os com baixa cristalinidade e elevado desbalanço de cargas, que possuem alta capacidade de adsorção de P (SPOSITO, 2008). Isso faz com que em solos argilosos intemperizados as formas orgânicas de P aumentem a sua significância em relação às formas inorgânicas (CROSS; SCHLESINGER, 1995). No entanto, o Po também é adsorvido fortemente pelos grupos funcionais dos argilominerais e óxidos, conforme mensurado por Rubæk et al. (1999) em que nas partículas de argila existe três e 12 vezes mais Po comparado às partículas de silte e areia, respectivamente. Ademais, em torno de 20% do Po extraído da fração argila era ácido teicoico de origem microbiana. Isso demonstra que as formas lábeis de Po no solo têm uma relação muito próxima com os produtos da atividade microbiana, mas, ao mesmo tempo, essas formas estão

predominantemente adsorvidas em partículas de argila, que diminuem sua disponibilidade para a ciclagem do P no solo (GUGGENBERGER et al., 2000; CHRISTENSEN; RUBŇK, 2000).

Negassa e Leinweber (2009), revisaram os impactos do uso e manejo de solos sobre as frações de P, determinadas pelo método proposto por Hedley et al. (1982), e destacaram que as formas lábeis e moderadamente lábeis são rapidamente deprimidas nos sistemas sem reposição de P e a aplicação de material orgânico não estanca a diminuição das formas do Po. No entanto, quando há aplicação de fosfatos o Pi e Po se acumulam em formas lábeis e a passagem para formas menos lábeis é mais influenciada pelas propriedades físico-químicas do que dos modos de uso e manejo do solo.

Dentre os manejos do solo que podem interferir na dinâmica do P em solos, os principais estão relacionados com a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS). Villareal Núñez; Amaral Sobrinho; Mazur (2003) verificaram que o P lábil (*i.e.* P com alta disponibilidade) foi superior em solos submetidos ao cultivo mínimo quando comparado a modelos com maior revolvimento. Partelli et al. (2009) e Tiecher et al. (2012), avaliaram as formas de P em sistemas de cultivos e verificaram que o menor nível de revolvimento do solo também contribuiu para a maior participação dos componentes orgânicos de P. Wright (2009) e Green et al. (2006) observaram maior quantidade de P, principalmente em formas orgânicas, nos macroagregados, comparativamente aos microagregados, sendo mais evidente no solo manejado sob práticas conservacionistas e com manutenção do resíduo na superfície do solo. Esses autores ainda comentam que práticas de manejo que promovam maior agregação do solo também contribuem para a diminuição de perdas de P por erosão. Portanto, práticas de manejo que preservam a MOS favorecem a formação de agregados com maior quantidade de P orgânico lábil.

No sistema plantio direto (SPD), os fertilizantes fosfatados aplicados na linha de semeadura ou a lanço tem elevado os teores de P da camada superficial do solo, pois o teor de P é alterado apenas no entorno da dissolução do grânulo do fertilizante, não alterando a carência desse nutriente no solo abaixo da zona de aplicação. Em conjunto, a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo sob SPD reduz sua taxa de decomposição e aumenta o conteúdo de MOS (CALEGARI et al., 2008; LAL, 2004; LIMOUSIN; TESSIER, 2007; NOGUEIROL et al., 2014) e pode beneficiar a atividade microbiana e o estoque de P orgânico na biomassa microbiana (RHEINHEIMER; ANGHINONI; CONTE, 2000; TIECHER;

RHEINHEIMER; CALEGARI, 2012). Ademais, muitas espécies vegetais conseguem utilizar formas de P menos acessíveis para culturas comerciais e o distribuem pela superfície em formas orgânicas passíveis de mineralização (HINSINGER et al., 2011; LI et al., 2007, 2009; WANG et al., 2008).

Apesar da maior disponibilidade de P para as plantas na superfície do solo sob SPD, o uso do fertilizante fosfatado em doses acima das indicadas por sistemas de recomendação oficiais, principalmente as aplicadas em cobertura, trazem impactos negativos ao ambiente. Isso porque, como é discutido no capítulo V do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos”** (TIECHER; MINELLA, 2015), mesmo cultivando o solo sem revolvimento, as áreas de lavoura continuam sendo a principal fonte de sedimento. A erosão superficial das lavouras com a consequente transferência do solo enriquecido com P de alta disponibilidade causa o crescimento desenfreado de algas nos ambientes aquáticos (CAPOANE et al., 2014; DELGADO; SCALENGHE, 2008; PENUELAS et al., 2009; YAGHI; HARTIKAINEN, 2013). Este aumento da biomassa pode levar a diminuição do oxigênio dissolvido, provocando a morte e decomposição de muitos organismos, diminuindo a qualidade da água e causando alteração profunda no ecossistema. Portanto, nas lavouras deve-se evitar a adição de fertilizante em excesso na superfície do solo; deve-se manter barreiras físicas ao escoamento superficial de água e, num sistema de rotação de culturas, deve-se utilizar espécies de plantas de cobertura de solo que usem eficientemente o P no solo, tornando-o disponível para a cultura subsequente, para diminuir a demanda de fertilizantes fosfatados minerais e reduzir os riscos de contaminação ambiental (TIECHER et al., 2015a).

Estudar o efeito de diferentes sistemas de culturas e de manejos de solo sobre as formas de acumulação de P no solo é o caminho para selecionar práticas agrícolas e a sucessão de cultivos para melhorar a dinâmica desse nutriente no solo. Tais observações perpassam a compreensão das modificações das formas de P no solo, quando este é submetido a manejos agrícolas, principalmente a identificação de alterações nos estoques de P na fração lábil e moderadamente lábil.

2. Efeito das plantas de cobertura de solo na ciclagem de P

O SPD, que preconiza o não revolvimento do solo, associado ao uso de plantas de cobertura de solo em

rotação com culturas comerciais, vem ganhando espaço nas áreas agrícolas do Brasil (CASÃO JUNIOR; ARAÚJO; LLANILLO, 2012; TIECHER et al., 2015b). Esse sistema tem demonstrado grande eficiência no controle da erosão (MERTEN et al., 2015), via manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo, propiciando também o aumento da disponibilidade de nutrientes (CALEGARI et al., 2013). A utilização de plantas de cobertura de solo no SPD visa manter o solo coberto nos períodos previstos para “pousio”, especialmente no inverno e entre os cultivos comerciais de verão. Como visto no Capítulo I desse livro (REDIN et al., 2016), diversas espécies de plantas de cobertura de solo, principalmente das famílias Fabaceae (leguminosas) e Poaceae (gramíneas) podem ser utilizadas como adubação verde em cultivo solteiro ou em sistemas de consórcios com outras plantas de cobertura de solo, culturas comerciais ou espécies perenes na Região Sul do Brasil. A seleção de plantas para esse fim inclui espécies como aveia (*Avena strigosa* Schreb), centeio (*Secale cereale* L.) (Figura 7 a), nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.) (Figura 7 b), tremoço azul (*Lupinus angustifolius* L.) (Figura 7 c) e ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.) (Figura 7 d), entre outras.

Tais plantas apresentam habilidades diferenciadas em aproveitar os nutrientes do solo e do ar, representada, principalmente, por processos ocorrentes na rizosfera. Para o P, elas se utilizam de diferentes mecanismos para acessar as formas de P do solo menos lábeis e favorecer a ciclagem do P no sistema (Figura 8), como o aumento na relação raiz/parte aérea, da superfície radicular ou da taxa de absorção por unidade de raiz (LAJTHA; HARRISON, 1995), do aumento no número, forma e espessura dos pelos radiculares (SCHENK ; BARBER, 1979), da exsudação radicular de fosfatases (KUNZE et al., 2011) ou de compostos orgânicos capazes de complexar metais associados aos fosfatos (BAYON et al., 2006), pela associação micorrízica, na qual as hifas dos fungos ampliam a área radicular (DALLA COSTA; LOVATO, 2004), ou com outros microrganismos capazes de favorecer a clivagem ou a quebra de compostos orgânicos com a consequente liberação do ânion fosfato (LAJTHA; HARRISON, 1995; NAHAS, 2002).

Da mesma forma, a espécie de planta pode interferir na população de organismos solubilizadores de P do solo, que pode variar em função do caráter micorrízico ou não micorrízico da espécie (DALLA COSTA; LOVATO, 2004; KUNZE et al., 2011). Essas habilidades variam com a espécie vegetal, as características do solo e o ambiente em que a planta está inserida, pois as plantas desenvolveram estratégias fisiológicas para conviver com a baixa disponibilidade de P.

Assim, mesmo em solos pobres em P disponível haverá plantas hábeis em absorve-lo em quantidades que garantam seu desenvolvimento e que resulte em resíduos vegetais com maior concentração do nutriente, tornando-o fonte de P para a biota do solo e para a cultura subsequente (**Tabela 4**).



Figura 7. Solo coberto com centeio (A), nabo forrageiro (B), tremoço azul (C) e ervilhaca comum (D), manejados sob sistema plantio direto em experimento com 28 anos de duração. Pato Branco, outubro de 2011. Fonte: os autores.

O cultivo de plantas com maior capacidade de absorver e acumular P em rotação com culturas de interesse comercial pode ser uma estratégia interessante

para aumentar a disponibilidade de P no solo, como observado por Casali (2012), Dalla Costa; Lovato (2004), e Giacomini et al. (2003). Avaliar o acúmulo de P no tecido vegetal é importante para auxiliar na identificação de plantas que apresentem maior capacidade de absorção e maior eficiência de uso dos nutrientes. Essa eficiência é medida pela quantidade de massa acumulada por unidade de P absorvido. Porém, nem todo o P absorvido pela planta é usado metabolicamente, sendo parte dele armazenado no vacúolo na forma de P_i (BIELESKI; FERGUSON, 1983; BIELESKI, 1973, 1976), o que representa ineficiência de uso do nutriente pela planta. Casali (2012) verificou grande diferença na capacidade de acúmulo de P pelas plantas de cobertura de solo, que variou de 11 a 16 kg ha⁻¹, em função da diferença na produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e do teor de P no tecido vegetal, sendo que este último oscilou de 1,6 a 4,4 g kg⁻¹ entre as plantas de cobertura de solo (**Tabela 4**).

Além da quantidade de P absorvida, que influenciará no teor de P do tecido vegetal, a forma como o nutriente é armazenado também pode interferir no acúmulo de P no solo quando esse resíduo for adicionado, como observado por Giacomini et al. (2003). Esse processo pode ser imediato ou em longo prazo, dependendo da quantidade de P_i presente no material vegetal. Diferenças na incorporação de P nas frações bioquímicas do tecido das plantas podem fornecer critérios de seleção de plantas mais eficientes na utilização de P, mais do que avaliações baseadas apenas na biomassa e no conteúdo de P total (CHISHOLM; BLAIR, 1988).

Casali (2012) verificou que a quantidade de P acumulado em diferentes formas no tecido vegetal variou entre as espécies de plantas de cobertura de solo, sendo as formas minerais solúveis as predominantes (**Tabela 5**), visto que a maior parte se encontra no vacúolo da célula vegetal (MARSCHNER, 1995). As formas de acúmulo de P variam com a disponibilidade de P do solo, sendo que os teores solúveis de P no tecido elevam-se com o aumento do teor de P disponível no solo sob SPD em relação ao solo sob SCC.

Mesmo em solos com baixo teor de P disponível, o P_i é armazenado no tecido vegetal (MARSCHNER, 1995), cuja quantidade depende da capacidade da planta em hidrolisar o P_o do solo para absorvê-lo e acumulá-lo (TARAFDAR; CLAASSEN, 2005). Marsola (2008), trabalhou com ³²P e verificou que as frações fosfatadas em aveia preta, milho, nabo forrageiro e crotalaria utilizadas como adubo verde, ao serem incorporadas ao solo, foram mineralizadas e serviram de fontes de P para o arroz cultivado em sequência.

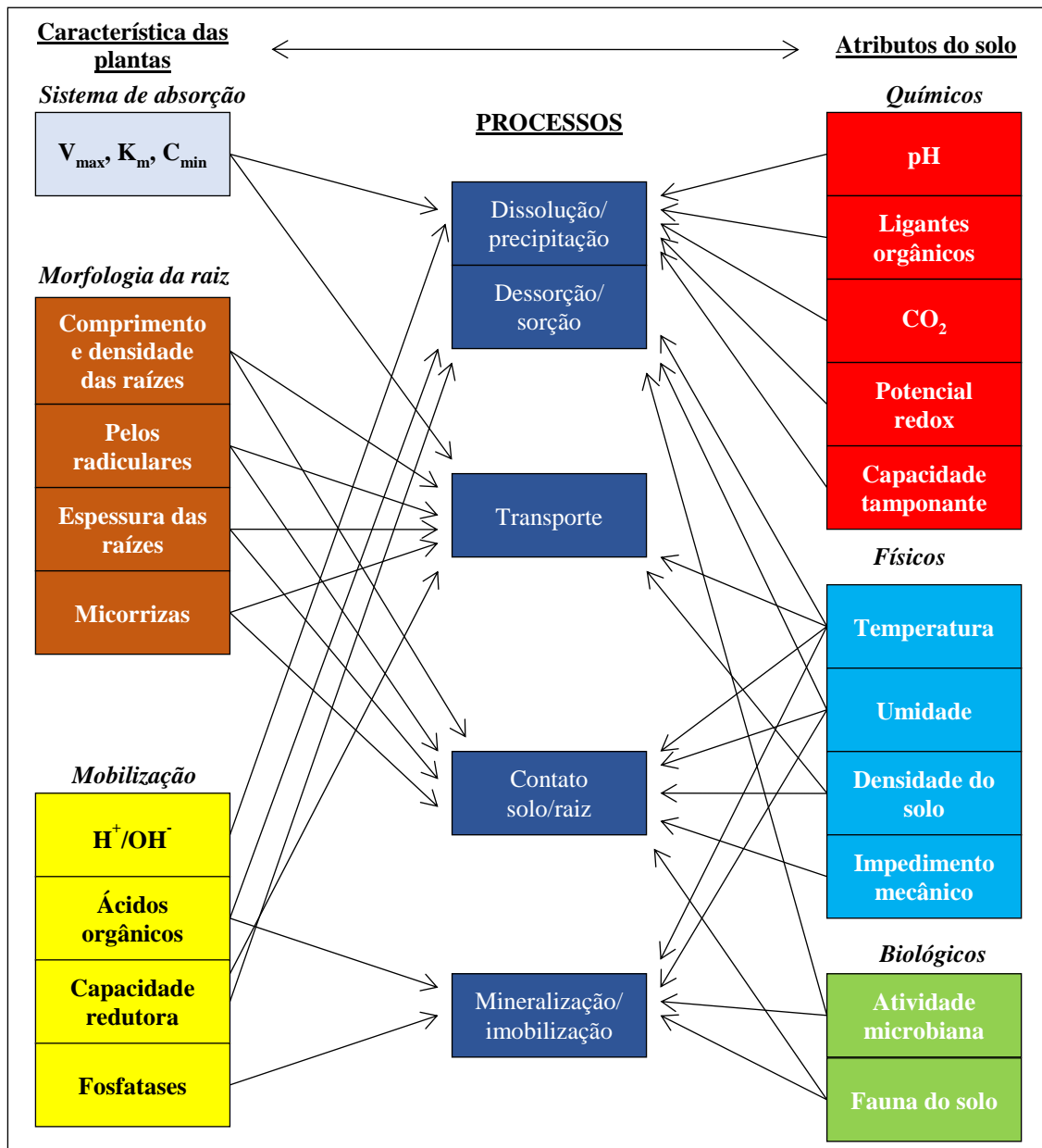


Figura 8. Processos governando a aquisição de P do solo e de fertilizantes pelas plantas como efeito das propriedades das plantas e do solo. Adaptado de Horst et al. (2001).

Tabela 4. Produção de matéria seca da parte aérea (MSPA) e concentração de P no tecido de plantas de cobertura de solo cultivadas em Latossolo Vermelho sob sistema de cultivo convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco, setembro de 2011. Fonte: Casali (2012).

Parâmetro	Sistema de manejo	Planta de cobertura						
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo	
MSPA (kg ha ⁻¹)	SCC	2.510 cB ¹	6.009 aB	3.800 bA	3.870 bA	1.490 cB	5.721 aA	
	SPD	5.159 cA	8.522 aA	3.582 cA	5.011 cA	4.485 cA	6.989 bA	
Fósforo (g kg ⁻¹)	SCC	2,5 bA	1,4 cB	3,1 aB	1,6 cB	1,6 cB	1,3 cB	
	SPD	2,6 bA	1,8 cA	4,4 aA	2,7 bA	2,4 bA	1,6 cA	
Relação C:P	SCC	165 cA	320 aA	131 cA	262 bA	255 bA	341 aA	
	SPD	163 bA	235 aB	89 cA	149 bB	173 bB	263 aB	
Fósforo (kg ha ⁻¹)	SCC	6 bB	8 aB	12 aB	6 bB	2 cB	7 bB	
	SPD	13 bA	16 aA	16 aA	13 bA	11 cA	11 cA	

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 5. Concentração relativa das diferentes formas de P no tecido da parte aérea das plantas de cobertura de solo, cultivadas sob sistema convencional (SCC) e sistema plantio direto (SPD). Pato Branco-PR, setembro de 2011. Fonte: Casali (2012).

Forma P no tecido	Sistema de manejo	Cultura anual de inverno					
		Aveia	Centeio	Ervilhaca	Nabo	Tremoço	Trigo
----- % -----							
Solúvel inorg. (P _{soli})	SCC	61,4 aA	59,8 aB	64,4 aA	58,6 aA	50,6 bB	22,8 cB
	SPD	67,4 aA	71,0 aA	66,1 aA	65,2 aA	63,2 aA	60,9 aA
Solúvel total (P _{solt})	SCC	69,0 aB	70,2 aB	70,1 aB	72,0 aB	56,1 bB	70,0 aB
	SPD	74,0 bA	78,4 aA	75,0 bA	78,8 aA	73,9 bA	78,4 aA
Lipídio (P _{lip})	SCC	12,3 aA	10,5 aA	8,4 bA	9,9 aA	10,5 aA	7,4 bA
	SPD	8,1 aA	6,0 aA	6,0 aA	6,4 aA	5,4 aA	5,5 aA
RNA (P _{rna})	SCC	16,1 bA	17,4 bA	18,4 bA	15,5 bA	29,6 aA	20,9 bA
	SPD	14,7 bA	13,2 bB	16,2 aA	12,2 bB	17,8 aB	13,7 bB
Resíduo (P _{res})	SCC	2,6 cB	1,9 dB	3,1 bA	2,6 cA	3,8 aA	1,7 dB
	SPD	3,2 aA	2,4 bA	2,9 aA	2,7 bA	2,9 aB	2,4 bA

¹ Médias seguidas pela mesma letra, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade de erro.

Para tornar-se disponível as plantas o Po deve ser hidrolisado, pois as plantas absorvem o P exclusivamente na forma de ortofosfato livre na solução do solo permanecendo na forma oxidada após absorvido. Os ésteres de fosfato são bastante estáveis no solo e sua hidrólise é muito lenta. Por isso, a sua clivagem, ou quebra da ligação O-P, ocorre de forma mais rápida na presença de catalisadores, ou reações enzimáticas. Esse processo é catalisado pelas enzimas fosfatases extracelulares e periplásmicas, que são secretadas por muitas plantas e microrganismos do solo em resposta à necessidade de P, ou depois da mineralização as células microbianas (QUIQUAMPOIX; MOUSAIN, 2005; VINCENT; TURNER; TANNER, 2010). No solo, o P dos compostos orgânicos advém de várias substâncias como as fitinas, os fosfolipídios e derivados, ácidos nucleicos entre outros, cuja hidrólise é catalisada por enzimas dos grupos correspondentes, fitases, fosfolipases, nucleases, entre outras, genericamente reconhecidas como fosfatases (NAHAS, 2002). Das fosfatases presentes no solo, as fosfomonoesterases são as mais estudadas e agem sobre uma variedade de compostos de baixo peso molecular com ligações monoéster com o P (TURNER; HAYGARTH, 2005). Já as fosfodiesterases estão envolvidas na degradação de fosfolipídios e ácidos nucleicos, formas de Po que são mais facilmente convertidos em fosfato inorgânico. Ambas as enzimas são necessárias para liberar fosfato livre a partir de um diéster, pois a hidrólise inicial deste libera um fosfato monoéster, que deve ser hidrolisado posteriormente por uma fosfomonoesterase para gerar fosfato livre (Figura 9) (TURNER; HAYGARTH, 2005).

Contudo, o Po também pode ser liberado durante a oxidação do carbono orgânico por organismos do solo. Estes dois mecanismos têm sido chamados de mi-

neralização “bioquímica” e “biológica”, respectivamente (MCGILL; COLE, 1981). Dessa forma, a mineralização do Po pode ocorrer independentemente da oxidação da MOS, o que dificulta o estabelecimento de uma relação C:P orgânico do solo que possa prever mineralização ou imobilização do P no solo.

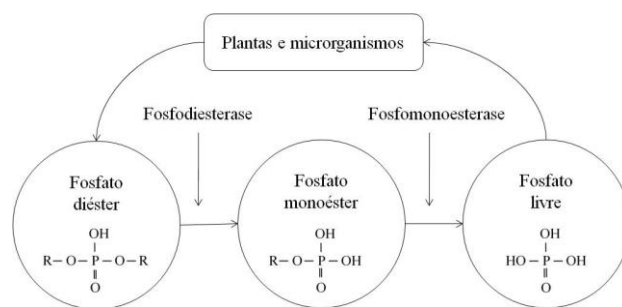


Figura 9. Modelo conceitual simplificado do “turnover” do P orgânico e com a atuação das enzimas fosfatases. Adaptado de Turner e Haygarth (2005).

Para o P, pelo fato de ser um constituinte da estrutura do tecido vegetal, sua liberação apresenta uma íntima relação com a mineralização desses materiais. Giacomini et al. (2003) verificaram que, após 15 dias, menos de 60% do P permaneceu nos resíduos culturais da ervilhaca, enquanto no nabo e na aveia esse valor foi superior a 90%, mesmo comportamento observado por Casali (2012) (Figura 10). Esses resultados podem ser explicados pela maior concentração de P solúvel em água (P_{sa}) da ervilhaca, superior a aveia em 27%, o que facilitou a migração do P do resíduo para o solo (GIACOMINI et al., 2003). Adicionalmente, Marsola (2008) verificou que aproximadamente 33% das espécies de P dos tecidos são solúveis, sendo que esta fração não necessita da ação de microrganismos para ser decomposta e liberar os nutrientes para as plantas subsequentes.

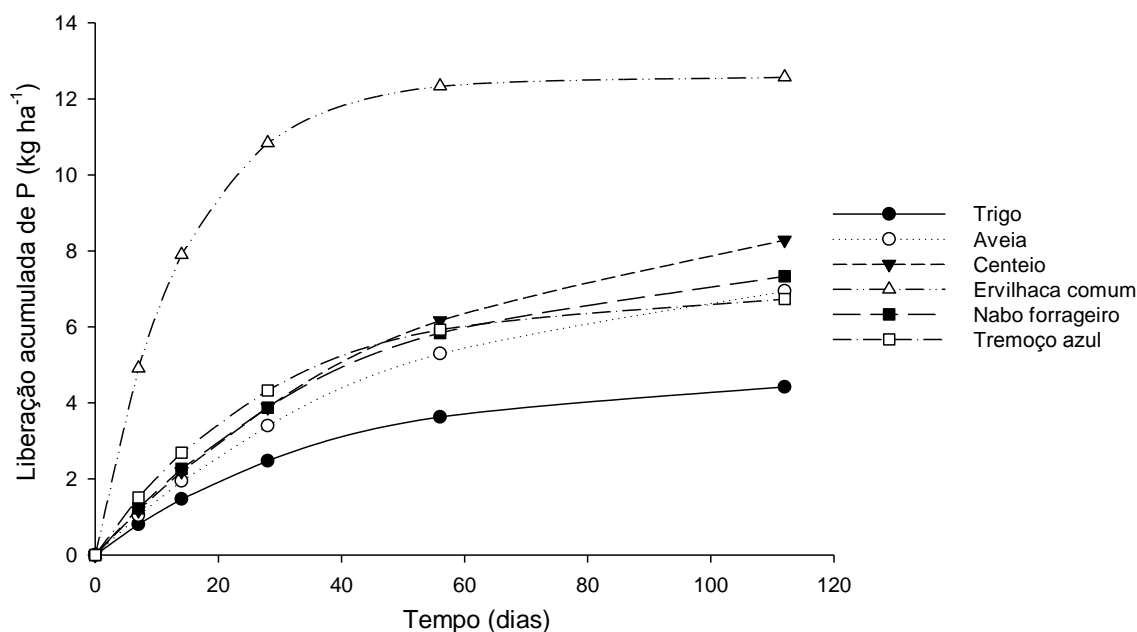


Figura 10. Liberação de P a partir de resíduos de plantas de cobertura de solo. Pato Branco, PR, 2011. Fonte: Casali (2012).

Nos resíduos restam as formas de P não solúvel em água (maioria diésteres: ácidos nucleicos, fosfolípidos e fosfoproteínas) (FROSSARD et al., 1995), que dependem da sua mineralização para ser liberado (GIACOMINI et al., 2003).

O conhecimento da dinâmica de decomposição de resíduos vegetais das plantas de cobertura de solo e dos seus efeitos na disponibilidade de P no solo, em formas mais prontamente disponíveis, é importante para se recomendar o uso dessas plantas, seja em cobertura (SPD), seja com incorporação (CARVALHO, 2005). Segundo Paul e Clark (1996), os principais fatores relacionados ao resíduo vegetal, que afetam a sua taxa de mineralização, são a quantidade e a qualidade do substrato (fração solúvel, nutrientes, lignina, polifenóis e as relações C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N). Isso muitas vezes é expresso como relação C:N e é bastante utilizado em estudos com mineralização de N (DONEDA, 2010), contudo, muitas vezes não se relaciona com a liberação de P dos resíduos durante sua decomposição. Ao contrário do N, poucos estudos têm sido realizados de modo a relacionar a taxa de mineralização de P com as características bioquímicas dos resíduos culturais das plantas cultivadas. Contudo, para o P, é limitado o estabelecimento de uma relação C:P nos resíduos que dividam os processos de imobilização ou mineralização, porque, além da decomposição biológica, pode ocorrer retirada do P dos compostos orgânicos sem decomposição da molécula (mineralização bioquímica), por intermédio de fosfatases produzidas por plantas e microrganismos (MCGILL; COLE, 1981).

Nesse sentido, as plantas apresentam variação na capacidade de absorção e acumulação de P e na labilidade dos constituintes orgânicos, o que acarreta alterações na distribuição das formas de P do solo. Por isso, torna-se importante conhecer a dinâmica de decomposição e a liberação de nutrientes dos resíduos culturais de plantas de cobertura de solo, pois tal entendimento permite prever manejos agrícolas que aperfeiçoem o uso de P no solo sem a necessidade de elevações de seus teores até limites que facilitem o escape para o meio não alvo, como rios e lagos.

Avaliações que incluem a liberação de P durante o processo de mineralização de compostos orgânicos têm sido realizadas apenas com a diminuição de seu teor total durante a decomposição dos resíduos. Porém, estudos com o propósito de avaliar o decaimento das diferentes formas bioquímicas com que o P se distribui em plantas têm sido pouco realizados, possivelmente pelas dificuldades procedimentais dos métodos de fracionamento utilizados (PEREIRA et al., 2008; CASALI et al., 2011). O conhecimento das frações fosfatadas em plantas de cobertura de solo permite prever a quantidade de P potencialmente liberado ao solo (MARSOLA, 2008). Compreender as formas de acumulação de P no tecido de plantas de cobertura de solo e a dinâmica da sua liberação para o solo pode auxiliar na escolha de espécies para o uso em sistemas com baixo uso de fertilizante solúvel, principalmente para os solos intemperizados e com elevado teor de óxidos, como os que predominam na região Sul do Brasil (CASALI et al., 2011).

Giacomini et al. (2003) verificaram que o uso de ervilhaca isoladamente ou associada a aveia preta (Poaceae) adicionou maior quantidade de P no solo, a partir da decomposição dos seus resíduos, em função da maior absorção de P pela planta leguminosa, associado à maior labilidade dos seus resíduos vegetais.

Conforme Barber (1984), a liberação do P para a solução do solo é controlada pela taxa de mineralização da MOS e depende da atividade microbiana que usam os esqueletos carbônicos como fonte de energia, hidrolisando os ésteres de fosfato, o que fornece o íon Pi para as plantas (TARAFDAR; CLAASSEN, 2005). No entanto, Casali et al. (2011) avaliaram a liberação de diferentes formas de P dos resíduos de plantas de cobertura de solo e constataram que as espécies com maior teor de Pi liberaram mais rapidamente o P ao solo, até mesmo sem ser acompanhado pela degradação dos resíduos vegetais. Oliveira et al. (2002) verificaram que a presença da leguminosa aumentou a população microbiana e beneficiou as taxas de decomposição e de liberação de nutrientes da gramínea e que houve aumento do teor de P no solo das parcelas. Isso se deve ao fato de o substrato das leguminosas ser mais favorável para a colonização de microrganismos (GIACOMINI et al., 2003), dentre eles os solubilizadores de fosfato, corroborando os estudos de Sylvester-Bradley et al. (1982), que constaram maior presença de bactérias solubilizadoras em leguminosas do que em espécies de Poaceae. Resultados similares foram obtidos por Oliveira et al. (2003) avaliando a dinâmica de decomposição de amendoim forrageiro, capim Jaraguá (*Hyparrhenia rufa*) e da mistura dessas duas espécies em bolsas de decomposição. A leguminosa influenciou diretamente na decomposição, pois favoreceu a redução da relação lignina/N e C/N no resíduo da cultura de Poaceae.

Em um experimento de longa duração sob um Latossolo no sudoeste do Paraná, após 23 anos de cultivo com essas diferentes plantas de cobertura de solo, as espécies que se demonstraram mais eficientes na ciclagem de P no solo foram a aveia preta e o tremoço azul (TIECHER et al., 2012). Contudo, isso só foi observado quando cultivadas sob SPD e na camada de 0-5cm (Tabela 6). O mesmo, porém, não ocorreu quando houve revolvimento do solo no SCC. Esses resultados demonstram que a integração de plantas de cobertura de solo de inverno como o tremoço azul e a aveia preta combinado com o SPD é uma alternativa viável para melhorar a fertilidade do solo e diminuir a quantidade de fertilizante fosfatado a ser aplicada.

Contudo, outro estudo na mesma área experimental demonstrou que por mais que as plantas de cobertura de solo consigam absorver e acumular P no tecido

vegetal, mesmo cultivadas em 13 dos 25 anos do experimento, elas não conseguiram modificar significativamente as formas de P do solo da camada de 0-10 cm, tanto manejadas sob SPD, quanto SCC (CASALI, 2012). Portanto, o uso de plantas de cobertura de solo não pode ser visto como uma alternativa para substituir as adições de P por meio de fertilizantes fosfatados, mas sim como uma técnica complementar para reaproveitar o P já adicionado ao solo.

Tabela 6. Disponibilidade de P na camada de 0-5 cm após 23 anos de cultivo de diferentes espécies de plantas de cobertura de solo sob sistema plantio direto (SPD) e sistema de cultivo convencional (SCC) em um Latossolo no Sudoeste do Paraná. Fonte: Adaptado de Tiecher et al. (2012).

Planta de cobertura de inverno	SPD	SCC
	Teor de P disponível por Mehlich na camada 0-5 cm (mg kg ⁻¹)	
Tremoço azul	64	13
Aveia preta	51	10
Ervilhaca peluda	42	8
Nabo	37	13
Trigo	37	11
Pousio	37	10

Casali (2012) verificou que, dentre as plantas de cobertura de solo avaliadas no seu estudo, a ervilhaca comum e o centeio apresentaram maior potencial para reciclar P do solo (Figura 4). A primeira porque possui a maior capacidade de acumular P no tecido, principalmente em formas solúveis, associado ao resíduo, com elevada taxa de decomposição. A segunda, embora com menor teor de P no tecido, por produzir elevada quantidade de MSPA e com maior acúmulo de P inorgânico, que independe da mineralização do resíduo para a sua liberação. Essas espécies podem ser utilizadas isoladamente, mas o consórcio entre ambas se mostra como a melhor alternativa para ter um grande acúmulo de P no tecido vegetal, associado a uma liberação mais gradativa e sincronizada com a absorção da cultura semeada em sequência.

Em conjunto, Casali (2012) percebeu que as plantas de cobertura de solo conseguiram liberar ao solo formas de P que equivalem a 40% da demanda da cultura de milho cultivado em sequência (expectativa de produtividade de grãos de 6,0 Mg ha⁻¹ (CQFS-RS/SC, 2004) (Figura 4). Em função dessa quantidade de P que pode ser acumulada nos resíduos culturais das plantas de cobertura de solo, sugere-se a realização de estudos que busquem quantificar a contribuição do P reciclado pelas plantas de cobertura de solo e que avaliem

quanto pode ser reduzida a dose de fertilizante fosfatado solúvel na cultura implantada em sequência, assim como foi realizado exaustivamente para o N.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em sistemas conservacionistas, o cultivo de plantas de cobertura de solo em sucessão a plantas comerciais proporciona a cobertura permanente do solo. Embora o maior objetivo é a proteção do solo contra processos erosivos, elas melhoram a ciclagem de nutrientes.

As espécies de plantas de cobertura de solo possuem capacidade de absorção e de acúmulo de P diferenciadas, mas o que determina é a disponibilidade de P no solo. Para todas elas a maior parte do absorvido é armazenado como P inorgânico solúvel, o qual é imediatamente disponibilizado a partir da lise celular. A liberação de P dos resíduos das plantas é dependente do teor total de P no tecido, da percentagem das formas inorgânicas solúveis e da quantidade e da labilidade dos resíduos vegetais. Essas variáveis devem ser levadas em consideração quando plantas de cobertura de solo forem selecionadas com o intuito de ciclar o P do solo e disponibilizá-lo para a próxima cultura. Nesse sentido, o entendimento da contribuição que as plantas de cobertura de solo têm sobre a reciclagem do P do solo é fundamental para a busca de uma agricultura mais equilibrada.

Contudo, o modelo de agricultura atual tem preconizado o uso de fertilizantes fosfatados solúveis em detrimento do uso de técnicas e práticas que visam ciclar ou preservar as formas lábeis de P sem adições de insumos. Para que esse cenário mude, torna-se necessário um maior apoio aos estudos que busquem avaliar as formas de P existentes no solo e o entendimento da sua dinâmica sob formas de manejo de solo que busquem aproveitar o P já existente no solo. Isso permitiria a produção de plantas em consonância com a diminuição dos impactos ambientais ocasionados pelo uso exacerbado de fertilizantes fosfatados solúveis.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 6, p. 985–1002, dez. 2003.
- BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. New York, Wiley-interscience, 1984. 398p.
- BAYON, R. C. LE et al. Soil phosphorus uptake by continuously cropped *Lupinus albus*: A new microcosm design. *Plant and Soil*, v. 283, n. 1-2, p. 309–321, maio 2006.
- BIELESKI, R. L. Phosphate Pools, Phosphate Transport, and Phosphate Availability. *Annual Review of Plant Physiology*, v. 24, n. 1, p. 225–252, jun. 1973.
- BIELESKI, R. L. Effect of Phosphorus Deficiency on Levels of Phosphorus Compounds in *Spirodela*. *Plant Physiology*, v. 43, n. 9, p. 1309–1316, 22 nov. 1976.
- BIELESKI, R. L.; FERGUSON, J. B. Physiology and metabolism of phosphate and its compounds. In: LACHLI, A.; CIELESKI, R. L. (Eds.). **Encyclopedia of plant physiology. Inorganic plant nutrition**. [s.l.] Berlin: Springer (New series, v.15A), 1983. p. 422–449.
- BORTOLUZZI, E. C. et al. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. *Applied Clay Science*, v. 104, p. 196–204, fev. 2015.
- BROETTO, T. et al. Soils and Surface Waters as Affected by Long-Term Swine Slurry Application in Oxisols of Southern Brazil. *Pedosphere*, v. 24, n. 5, p. 585–594, out. 2014.
- CALEGARI, A. et al. Impact of Long-Term No-Tillage and Cropping System Management on Soil Organic Carbon in an Oxisol: A Model for Sustainability. *Agronomy Journal*, v. 100, n. 4, p. 1013, 2008.
- CALEGARI, A. et al. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, v. 133, p. 32–39, out. 2013.
- CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. *Ciência Rural*, v. 00, n. ahead, p. 00–00, 2014.
- CARVALHO, A.M. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases**. 2005. 199 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2005.
- CASALI, C. A. **Sistemas de culturas sob diferentes manejos por longa duração alteram as formas de fósforo do solo?** [s.l.] 149 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, 2012.
- CASALI, C.A. et al. Mineralização das formas de fósforo do tecido de plantas de cobertura. *Informações Agronômicas*, v. 135, p. 21–24, 2011.
- CASÃO JUNIOR, R.; ARAÚJO, A. G.; LLANILLO, R. **No-till agriculture in southern Brazil: Factors that facilitated the evolution of the system and the development of the mechanization of conservation farming**. [s.l.] The Food and Agriculture Organization of the United Nations and Instituto Agrônomo do Paraná, 2012.
- CERETTA, C. A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 139, n. 4, p. 689–699, dez. 2010.
- CHEN, C. R. et al. Soil phosphorus fractionation and nutrient dynamics along the Cooloola coastal dune chronosequence, southern Queensland, Australia. *Geoderma*, v. 257–258, p. 4–13, nov. 2015.
- CHERUBIN, M. R. et al. Phosphorus pools responses to land-use change for sugarcane expansion in weathered Brazilian soils. *Geoderma*, v. 265, p. 27–38, mar. 2016.
- CHISHOLM, R.; BLAIR, G. Phosphorus efficiency in pasture species. II. Differences in the utilization of P between major chemical fractions. *Australian Journal of Agricultural Research*, v. 39, n. 5, p. 817, 1988.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS-RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. [s.l.] Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004.

- CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D. S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 893–900, out. 2003.
- CORDELL, D.; DRANGERT, J.-O.; WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, maio 2009.
- CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, jan. 1995.
- DALLA COSTA, M.; LOVATO, P. E. Fosfatases na dinâmica do fósforo do solo sob culturas de cobertura com espécies micorrízicas e não micorrízicas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 6, p. 603–605, jun. 2004.
- DELGADO, A.; SCALENGHE, R. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 4, p. 552–575, ago. 2008.
- DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. **Resources, Conservation and Recycling**, out. 2015.
- DONEDA, A. Plantas de cobertura de solo consorciadas em cultivo solteiro: decomposição e fornecimento de nitrogênio ao milho. [s.l.] 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, 2010.
- FINK, J. R. et al. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, n. 3, p. 379, 19 fev. 2014.
- FINK, J. R. et al. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, n. JANUARY, p. 62–68, jan. 2016.
- FROSSARD, E. et al. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: Tiessen, H. (ed.) **Phosphorus in the Global Environment**. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1995. p.107–135.
- GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213–226, jan. 2016.
- GIACOMINI, S. J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 9, p. 1097–1104, set. 2003.
- GREEN, V.S. et al. Phosphorus fractions and dynamics among soil aggregate size classes of organic and conventional cropping systems. **Soil Science**, v. 171, p. 874–885, 2006.
- GUGGENBERGER, G.; CHRISTENSEN, B. T.; RUBÑK, G. H. Isolation and characterization of labile organic phosphorus pools in soils from the Askov long-term field experiments. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.163, n. 2, p. 151–155, 2000.
- HALL, H. et al. Cover crops alter phosphorus soil fractions and organic matter accumulation in a Peruvian cacao agroforestry system. **Agroforestry Systems**, v. 80, n. 3, p. 447–455, 6 jul. 2010.
- HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Science and Society of American Journal**, v. 46, p. 970–976, 1982.
- HINSINGER, P. et al. P for two, sharing a scarce resource: soil phosphorus acquisition in the rhizosphere of intercropped species. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 1078–86, jul. 2011.
- HORST, W. J. et al. Agronomic measures for increasing P availability to crops. **Plant and Soil**, v. 237, n. 2, p. 211–223, 2001.
- KUNZE, A. et al. Phosphatase activity in sandy soil influenced by mycorrhizal and non-mycorrhizal cover crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 705–711, 2011.
- LAJTHA, K.; HARRISON, A. F. Strategies of phosphorus acquisition and conservation by plant species and communities. In: TIESSSEN, H. (Ed.). **Phosphorus in the global environmental: transfers, cycles and management**. 1. ed. Chichester, UK: Wiley, 1995. p. 139–147.
- LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science (New York, N.Y.)**, v. 304, n. 5677, p. 1623–7, 11 jun. 2004.
- LI, H. et al. Dynamics of phosphorus fractions in the rhizosphere of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) and durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) grown in monocropping and intercropping systems. **Plant and Soil**, v. 312, n. 1-2, p. 139–150, 21 dez. 2007.
- LI, H. et al. Phosphorus uptake and rhizosphere properties of intercropped and monocropped maize, faba bean, and white lupin in acidic soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, n. 2, p. 79–91, 14 out. 2009.
- LIMOUSIN, G.; TESSIER, D. Effects of no-tillage on chemical gradients and topsoil acidification. **Soil and Tillage Research**, v. 92, n. 1-2, p. 167–174, jan. 2007.
- ŁUKOWIAK, R.; GRZEBISZ, W.; SASSENATH, G. F. New insights into phosphorus management in agriculture - A crop rotation approach. **The Science of the total environment**, v. 542, n. Pt B, p. 1062–77, 15 jan. 2016.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego, California: Academic Press, 1995.
- MARSOLA, T. **Mineralização de fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz**. [s.l.] 112 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- MCGILL, W. B.; COLE, C. V. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. **Geoderma**, v. 26, n. 4, p. 267–286, nov. 1981.
- MERTEN, G. H. et al. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85–93, set. 2015.
- NAHAS, E. Microrganismos do solo produtores de fosfatases em diferentes sistemas agrícolas. **Bragantia**, v. 61, n. 3, p. 267–275, 2002.
- NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 3, p. 305–325, jun. 2009.
- NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. Root excretion of carboxylic acids and protons in phosphorus-deficient plants. **Plant and Soil**, v. 211, p. 121–130, 1999.
- NOGUEIROL, R. C. et al. Effect of no-tillage and amendments on carbon lability in tropical soils. **Soil and Tillage Research**, v. 143, p. 67–76, nov. 2014.
- NZIGUHEBA, G.; BÜNEMANN, E. K. Organic phosphorus dynamics in tropical agroecosystems. In: TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. (Eds.). **Organic Phosphorus in the Environmental**. 1. ed. Wallingford, UK: CABI, 2005. p. 243–268.
- OLIVEIRA, C. A. et al. Decomposition of *Arachis pintoi* litter intercropped with forage grass in “Cerrado” soil in the dry and wet seasons. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 405–410, 2002.
- OLIVEIRA, C.A. et al. Decomposition of *Arachis pintoi* and *Hyparrhenia rufa* litters in monoculture and intercropped systems under lowland soil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 1089–1095, 2003.
- PARTELLI, F. L. et al. Qualidade da matéria orgânica e distribuição do fósforo no solo de lavouras orgânicas de café Conilon. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2065–2072, out. 2009.

- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. 2nd Editio ed. San Diego, CA, USA: Academic Press, 1996.
- PANUELAS, J. et al. Increased eutrophication and nutrient imbalances in the agricultural soil of NE Catalonia, Spain. v. 30, n. 5, p. 841–846, 2009.
- PEREIRA, J. M. et al. Efeito do alumínio sobre a absorção, o acúmulo e o fracionamento do fósforo em sorgo. **Bragantia**, v. 67, p. 961-967, 2008.
- QUIQUAMPOIX, H.; MOUSAIN, D. Enzymatic hydrolysis of organic phosphorus. In: TURNER, B. L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D. S. (Eds.). **Organic phosphorus in the environmental**. Wallingford, UK: CAB International, 2005. p. 89–112.
- REDIN, M. et al. Plantas de cobertura de solo e agricultura sustentável: espécies, matéria seca e ciclagem de carbono e nitrogênio. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 7–22.
- RHEINHEIMER, D. DOS S.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, n. 2, p. 576–586, abr. 2008.
- RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 3, p. 589–597, set. 2000.
- RUBÆK, G. H. et al. Organic Phosphorus in Soil Size Separates Characterized by Phosphorus-31 Nuclear Magnetic Resonance and Resin Extraction. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 5, p. 1123, 1999.
- SCHENK, M.K.; BARBER, S.A. Root characteristics of corn genotypes as related to P uptake. **Agronomy Journal**, v.71, n. 6, p. 921-924, 1979.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. [s.l.] Oxford University Press, Inc, New York, 2008.
- STUTTER, M. I.; LANGAN, S. J.; COOPER, R. J. Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. **Journal of Hydrology**, v. 350, n. 3-4, p. 203–214, fev. 2008.
- TARAFDAR, J. C.; CLAASSEN, N. Preferential utilization of organic and inorganic sources of phosphorus by wheat plant. **Plant and Soil**, v. 275, n. 1-2, p. 285–293, 2005.
- TIECHER, T. et al. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 271–282, fev. 2012.
- TIECHER, T. et al. Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. In: REUTER, J. (Ed.). **Cover Crops: Cultivation, Management and Benefits**. [s.l.] New York, USA: Nova Science Publishers, 2015a. p. 23–52.
- TIECHER, T. et al. Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. In: REUTER, J. (Ed.). **Cover Crops: Cultivation, Management and Benefits**. [s.l.] New York, USA: Nova Science Publishers, 2015b. v. 55p. 23–52.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G. Erosão do solo: um problema mundial agravando-se num contexto de “agricultura conservacionista” no Sul do Brasil. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2015. p. 122–154.
- TIECHER, T.; RHEINHEIMER, D. S.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 57–67, ago. 2012.
- TIESEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 853, 1984.
- TURNER, B. L. Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 4, p. 698–702, jul. 2008.
- TURNER, B. L.; HAYGARTH, P. M. Phosphatase activity in temperate pasture soils: Potential regulation of labile organic phosphorus turnover by phosphodiesterase activity. **The Science of the total environment**, v. 344, n. 1-3, p. 27–36, 15 maio 2005.
- VAN DIJK, K. C.; LESSCHEN, J. P.; OENEMA, O. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. **The Science of the total environment**, v. 542, p. 1078–1093, 1 out. 2015.
- VILLAREAL NÚÑEZ, J. E.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. DO; MAZUR, N. Conseqüências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre distribuição química e perdas de fósforo de um Argissolo. **Bragantia**, v. 62, n. 1, p. 101–109, 2003.
- VINCENT, A. G.; TURNER, B. L.; TANNER, E. V. J. Soil organic phosphorus dynamics following perturbation of litter cycling in a tropical moist forest. **European Journal of Soil Science**, v. 61, n. 1, p. 48–57, fev. 2010.
- WANG, X. et al. Phosphorus acquisition characteristics of cotton (*Gossypium hirsutum* L.), wheat (*Triticum aestivum* L.) and white lupin (*Lupinus albus* L.) under P deficient conditions. **Plant and Soil**, v. 312, n. 1-2, p. 117–128, 23 abr. 2008.
- YAGHI, N.; HARTIKAINEN, H. Enhancement of phosphorus sorption onto light expanded clay aggregates by means of aluminum and iron oxide coatings. **Chemosphere**, v. 93, n. 9, p. 1879–86, nov. 2013.
- YANG, Q. et al. Spatiotemporal patterns of livestock manure nutrient production in the conterminous United States from 1930 to 2012. **The Science of the total environment**, v. 541, n. OCTOBER, p. 1592–602, 15 jan. 2016.
- ZHANG, Z. et al. Characterisation of diffuse pollutions from forested watersheds in Japan during storm events - its association with rainfall and watershed features. **The Science of the total environment**, v. 390, n. 1, p. 215–26, 1 fev. 2008.
- WRIGHT, A.L. Phosphorus sequestration in soil aggregates after long-term tillage and cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p. 406–411, 2009.

BENEFÍCIOS DAS PLANTAS DE COBERTURA SOBRE AS PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO

Moacir Tuzzin de Moraes¹, Henrique Debiasi², Julio Cezar Franchin³ & Vanderlei Rodrigues da Silva⁴

¹Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Doutorando em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Av. Bento Gonçalves, 7712, Porto Alegre, CEP 91540-000, RS, Brasil. E-mail: moacir.tuzzin@gmail.com. Autor para correspondência

²Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Centro Nacional de Pesquisa em Soja, Rodovia Carlos João Strass, Distrito de Warta, Londrina, CEP 86001-970, PR, Brasil. E-mail: henrique.debiasi@embrapa.br

³Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências, Pesquisador da EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa em Soja. E-mail: julio.franchini@embrapa.br

⁴Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus Frederico Westphalen, Frederico Westphalen, CEP 98400-000, RS, Brasil. E-mail: vanderlei@ufsm.br

INTRODUÇÃO

Considerando o processo de colonização e a formação das unidades de produção familiares do Sul do Brasil discutidas no Capítulo I do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos”** (PELEGRINI, PELLEGRINI; HILLESHEIM, 2015) associado a formação geológica e a aptidão e uso dos solos (Capítulo II do mesmo livro - FINK; PEDRON, 2015), é possível destacar a importância do uso de práticas de conservação do solo e da água. O uso de plantas de cobertura do solo com elevado potencial de produção de fitomassa da parte aérea e de raízes, é uma destas práticas de conservação do solo e da água e favorece o sucesso do sistema plantio direto (SPD). A palha produzida por plantas de cobertura, somada aos resíduos das culturas comerciais, proporciona ambiente favorável ao estabelecimento vegetal, o qual contribui para a estabilização da produção e recuperação ou manutenção da qualidade do solo (ALVARENGA et al., 2001). Sob o ponto de vista da física de solos, a água, o oxigênio, a temperatura e a resistência mecânica à penetração são os fatores que afetam diretamente o desenvolvimento das plantas (LETEY, 1985). Além desses fatores, as condições químicas e a atividade e diversidade biológica, determinam o potencial produtivo das culturas

As evoluções do uso de sistemas de manejo do solo possibilitam alterações naturais da organização estrutural no sistema solo-planta. Assim, para algumas propriedades físicas, os valores convencionalmente utilizados como limitantes ao crescimento radicular e da produtividade das culturas já não são mais verdadeiros, pois foram definidos sob condições distintas de manejo, preparo, clima e solo. É importante considerar

que há interações entre sistemas de manejo do solo e a sua estruturação, assim em sistemas com nível estrutural que potencializam a continuidade dos processos que envolvam o fluxo de água, de nutrientes, de gases, e de temperatura, provavelmente potencializarão alterações na amplitude dos valores de propriedades físicas que influenciam no crescimento radicular e produtivo das culturas.

O solo é um sistema heterogêneo no sentido horizontal e vertical do perfil, assim qualquer sistema de manejo usado poderá favorecer modificações estruturais no solo. No SPD, as alterações das propriedades físicas e químicas ao longo do perfil são principalmente em função da interação de alguns fatores, tais como tipo de solo (teor de argila, de areia, ou do grau de compactação inicial), histórico da implantação do sistema, uso de rotação de culturas, presença de restos culturais na superfície, formas de aplicação de nutrientes, pressão de contato do pneu-solo e massa das máquinas agrícolas.

A água é um dos fatores essenciais para a produção agrícola, estando intimamente relacionada com instabilidades de produtividade das culturas. A água disponível para as plantas depende da quantidade de água que infiltra, da que fica retida no solo e da que é consumida pelas culturas. A dinâmica de água no solo é determinada, em grande parte, pela qualidade da estrutura do solo que, por sua vez, está intimamente ligada à distribuição espacial e temporal das espécies vegetais que compõem o sistema de produção agropecuário. Neste sentido, a estrutura do solo afeta a eficiência de uso da água da chuva pelas culturas agrícolas de duas formas principais: i) aumento da capacidade de infiltração de água e condutividade hidráulica do solo, o que aumenta o volume de água armazenada no solo disponível às plantas, bem como facilita os fluxos de

água no solo; e ii) proporcionar condições adequadas às plantas para que as raízes atinjam camadas mais profundas, de forma que o acesso ao reservatório de água não fique limitado à camada superficial do solo (0-20 cm).

O diagrama da **Figura 11**, apresentado por Franchini et al. (2009), resume as interações existentes entre fatores químicos, físicos e biológicos que podem resultar na restrição ao desenvolvimento do sistema radicular e, conseqüentemente, no acesso do reservatório de água para as plantas.

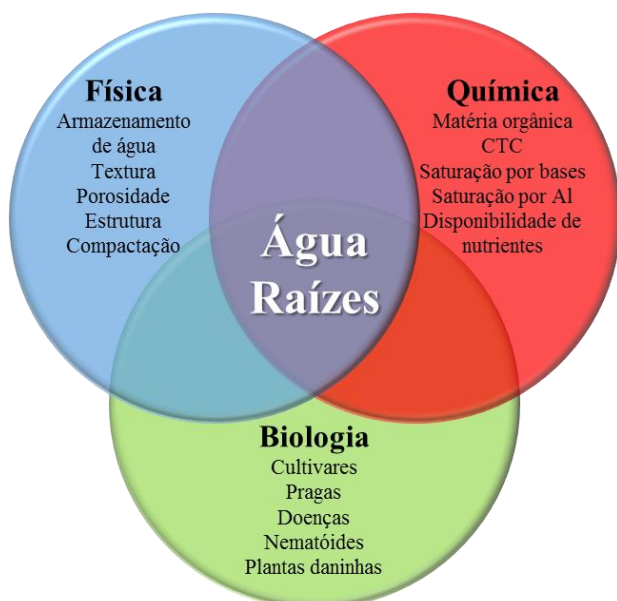


Figura 11. Inter-relação entre fatores físicos, químicos e biológicos em relação ao desenvolvimento de raízes e o reservatório de água disponível para as plantas. Fonte: Modificado de Franchini et al. (2009).

O uso do SPD, quando manejado seguindo os seus princípios básicos de mínimo revolvimento, manutenção do solo permanentemente coberto e rotação de culturas, constitui-se um complexo tecnológico capaz de garantir a conservação do solo e da água nos solos brasileiros. A camada de palha na superfície do solo atua como uma barreira física às perdas de água por evaporação devido à redução das temperaturas máximas do solo. Adicionalmente, o SPD, se associado com as demais práticas complementares de conservação do solo e da água, tais como uso de terraços e cultivo em contorno, discutidas no Capítulo IV do livro “**Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**” (MINELLA et al., 2015), diminui as perdas de água e solo pela erosão hídrica, em função da redução da energia cinética da gota da chuva que incide na palha e não no solo, promovendo uma maior infiltração de água e

evitando a formação de crostas superficiais com baixa capacidade de infiltração de água.

Do mesmo modo, o aumento gradual do teor de matéria orgânica do solo, associado à menor intensidade de revolvimento, melhora substancialmente a estrutura do solo, o que favorece o desenvolvimento radicular das culturas e, assim, aumenta o tamanho do reservatório de água disponível no solo. Além disso, as melhorias na estrutura do solo, proporcionadas pelo SPD, favorecem os fluxos ascendentes de água das camadas mais profundas até as camadas superficiais, onde se encontra a maior parte do sistema radicular das culturas.

1. Resíduos culturais como chave para o sucesso do sistema plantio direto: ponto de vista físico do solo

A presença de resíduos culturais na superfície do solo é essencial para o sucesso e a sustentabilidade do SPD. A formação de adequada cobertura do solo no SPD está diretamente ligada ao uso de rotação de culturas. Já a cobertura insuficiente do solo e o uso intenso de máquinas agrícolas em condições inadequadas de umidade (solo em estado plástico) estão entre as principais causas da formação de camadas compactadas no SPD. Entretanto, o uso de máquinas somente em condições adequadas de umidade (ponto de friabilidade do solo) é, na prática, difícil de ser realizada. Portanto o uso de plantas de cobertura com sistema radicular abundante e profundo e alta produção de fitomassa da parte aérea contribui para reduzir os efeitos do tráfego de máquinas em condições inadequadas de umidade do solo. Esta afirmação se justifica pelo fato de que as raízes das plantas de rotação com sistema radicular abundante e profundo podem formar canais (poros ou bioporos) contínuos por meio dos quais o sistema radicular de outras culturas cultivadas em sucessão (mais susceptíveis a compactação do solo) pode crescer, proporcionando a absorção de água e nutrientes em camadas subsuperficiais (abaixo de 20 cm). Exemplos de raízes de diferentes culturas podem ser observada na **Figura 12**, apresentada pela Embrapa Trigo na Expodireto edição de 2014.

Desta forma, a presença de palha na superfície do solo deve ser associada com a alternância de sistemas radiculares que possibilitem a manutenção ou estruturação do perfil do solo, o que favorece os processos ligados à dinâmica da água, de temperatura e de gases no solo. Em SPD, Heckler e Salton (2002) indicam que a quantidade adequada de resíduos culturais sobre a superfície do solo é de aproximadamente 6 Mg ha⁻¹,

possibilitando assim uma boa cobertura do solo (**Figura 13**). Neste sentido, o uso de plantas de cobertura com adequada produção de palha protege a superfície do solo do impacto das gotas de chuva e da ação direta dos raios solares e do vento, diminuindo a erosão, a amplitude térmica e a taxa de evaporação, bem como incrementando a infiltração e o armazenamento de água no solo (**Figura 14**). Maiores detalhes sobre os processos erosivos do solo podem ser obtidos no Capítulo V do livro “**Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**” (TIECHER; MINELLA, 2015).

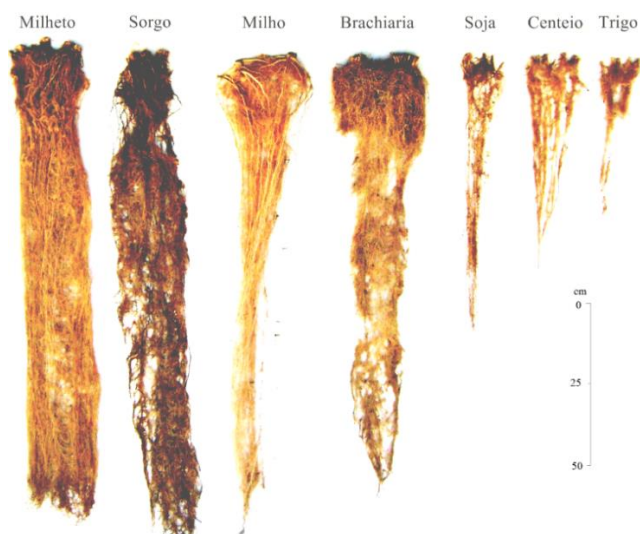


Figura 12. Raízes de culturas produtoras de grãos e de cobertura, da esquerda para a direita são raízes de milheto, sorgo, milho, braquiária, soja, centeio e trigo. Fonte: Embrapa Trigo, Estande na Expodireto 2014.

As menores oscilações de temperatura, associada a maior disponibilidade de água no solo, proporcionam ambiente favorável ao desenvolvimento e atividade de organismos no solo que potencializarão os efeitos benéficos do SPD. Adicionalmente, o maior conteúdo de água resultante da cobertura do solo com palha reduz a resistência mecânica do solo, favorecendo o crescimento das raízes que, além de sustentar a produtividade biológica, irão atuar diretamente na estrutura do solo. A palha não atua de forma isolada, não é somente a sua presença na superfície que possibilitará os benefícios anteriormente mencionados; se assim fosse, a aplicação de palha na superfície de solos desnudos seria suficiente, mas isso não é verdadeiro. Neste contexto, grande parte dos benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo é função direta da ação do sistema radicular e dos microorganismos a ele associados.



Figura 13. Resíduos culturais de trigo na superfície do solo no momento da semeadura da soja em Londrina/PR. Foto: Henrique Debiasi.



Figura 14. Resíduos culturais na superfície do solo em sistema plantio direto com soja. Foto: Henrique Debiasi.

O acúmulo de resíduos na superfície do solo em função da utilização de plantas de cobertura oferece ainda proteção contra forças externas capazes de degradar a qualidade estrutural do solo, como as pressões aplicadas pelos rodados das máquinas agrícolas e pelas patas dos animais em sistema integrado de produção agropecuária (integração lavoura-pecuária). Neste contexto, Braida et al. (2006) demonstraram a importância da cobertura do solo com palha na dissipação da energia compactante, por meio do ensaio de Proctor (**Figura 15**). De acordo com esta figura, a cobertura do solo com 8 Mg ha⁻¹ apresenta potencial para dissipar aproximadamente 16% da energia compactante, diminuindo assim as pressões que atingem o solo. Do mesmo modo, o papel da cobertura do solo na redução das pressões aplicadas pelos animais em sistema integrado de produção agropecuária é bem conhecido, sendo o adequado manejo da altura da pastagem (carga animal) essencial para a preservação da qualidade estrutural do solo em áreas agrícolas sob pastejo (DEBIASI;

FRANCHINI, 2012; FLORES et al., 2007). Maiores detalhes dos efeitos físicos em sistemas de integrados de produção agropecuária podem ser obtidos no capítulo IV deste livro (PELLEGRINI et al., 2016).

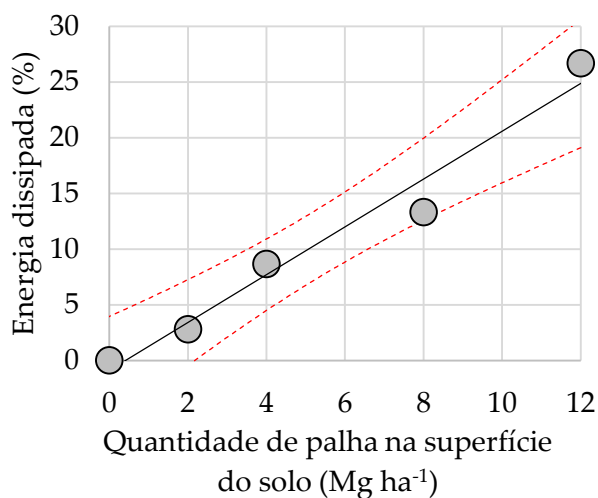


Figura 15. Dissipação da energia compactante durante o ensaio de Proctor, em função da quantidade de palha na superfície do solo. Fonte: Adaptado de Braida et al. (2006). Linha vermelha pontilhada indica o intervalo de confiança a 95%.

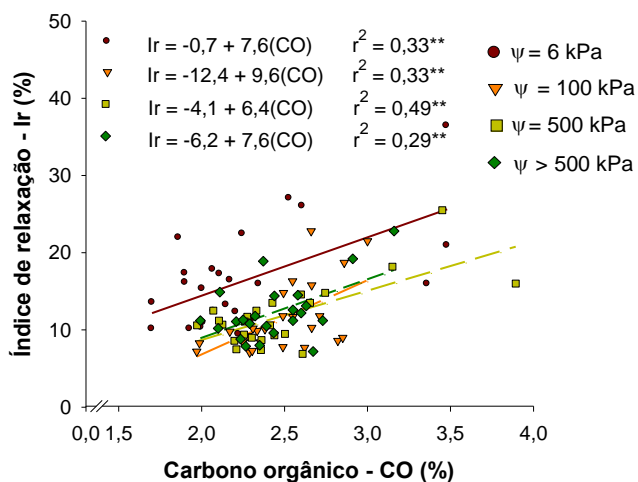


Figura 16. Índice de relaxação em função do teor de C orgânico de um Nitossolo Vermelho submetido a 4 tensões de água. Fonte: Braida et al. (2008).

Além de atuar diretamente na formação e estabilização de agregados, o que se constitui na base da qualidade estrutural do solo, o aumento do teor carbono orgânico proporcionado pela utilização de sistemas de rotação envolvendo plantas de cobertura confere à estrutura do solo maior capacidade de se recuperar após a aplicação de forças de externas. Essa afirmação baseia-se nos resultados obtidos por Braida et al. (2008), em que o índice de relaxação, indicador da elasticidade do solo (capacidade do solo em recuperar-se após aplicação de uma força externa), aumentou linearmente

com o aumento do teor de carbono orgânico, sendo esse índice maior nas maiores tensões (maior umidade de solo) (Figura 16). Por exemplo, na tensão de 6 kPa, a recuperação do solo após a aplicação de pressões sequenciais até 400 kPa aumentou de 10 para 20% quando o teor de carbono orgânico passou de 2 para 2,5%. Neste sentido, Debiasi (2008) concluiu que o uso de plantas de cobertura do solo (aveia preta, aveia preta+ervilhaca e nabo forrageiro) diminuiu os efeitos negativos do tráfego sobre a estrutura do solo, o que foi atribuído pelo autor ao aumento da elasticidade do solo em função do maior teor de matéria orgânica particulada proporcionados pelas espécies vegetais de cobertura.

O uso de plantas de cobertura que possibilitam produção de resíduos com maior período de permanência na superfície do solo, tais como a braquiária em consórcio com milho, mostrou-se eficiente para incrementar a produtividade da cultura da soja (Figura 17). A permanência por mais tempo dos resíduos atuando na cobertura do solo, associada aos benefícios físicos que culturas com abundante sistema radicular proporcionam para as culturas sucessoras, tais como o aumento da profundidade e da quantidade do sistema radicular, refletem em incrementos na produtividade de culturas produtoras de grãos, tais como a soja (FRANCHINI et al., 2008).

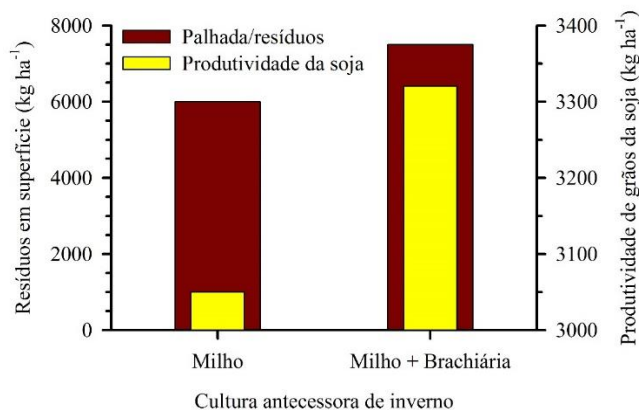


Figura 17. Produção de palhada no momento da semeadura da soja e produção de grãos de soja após uso de milho 2ª safra e milho 2ª safra em consórcio com *Urochloa ruziziensis* (syn. *Brachiaria ruziziensis*), em Latossolo Vermelho Distroférico. Fonte: Adaptado de Franchini et al. (2008).

Efeitos positivos do incremento da quantidade de palha na superfície do solo foram relatadas por Blainski et al. (2012), os quais observaram aumentos do conteúdo de água em um Latossolo Vermelho em função do aumento da quantidade de resíduos sobre o solo (densidade do solo de 1,20 Mg m⁻³) (Figura 18).

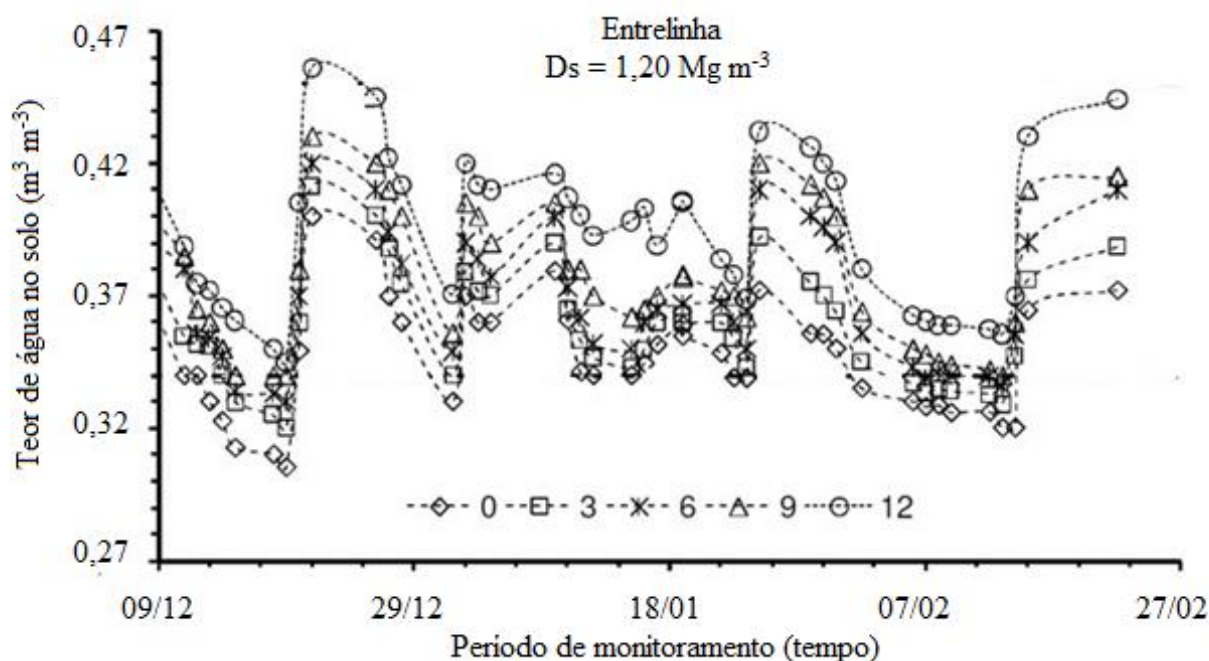


Figura 18. Variação do conteúdo volumétrico de água na camada de 0,00-0,20 m em função da quantidade de resíduos de aveia-preta (0, 3, 6, 9 e 12 Mg ha⁻¹) na superfície de um Latossolo Vermelho. Ds: densidade do solo. Fonte: Adaptado de Blainski et al. (2012).

Estes resultados comprovam que o uso de plantas de cobertura é benéfico para o sistema solo-planta-atmosfera, favorecendo a permanência e retenção de maiores quantidades disponíveis de água no solo para as plantas, principalmente em função da redução da evaporação.

2. Propriedades físico-hídricas do solo alteradas pelo uso de plantas de cobertura

As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, juntamente com o potencial genético das plantas determinam a produtividade das culturas. No ponto de vista da física do solo, existem efeitos diretos e indiretos dos atributos e propriedades do solo no crescimento, desenvolvimento e na produtividade das culturas (LETEY, 1985). Os fatores físicos que afetam diretamente as culturas, são a resistência do solo à penetração, aeração, temperatura e conteúdo de água. Já os fatores que afetam indiretamente as culturas são as características do perfil, estrutura, textura, densidade do solo e distribuição do tamanho de poros, pois estas propriedades afetam as práticas de manejo requeridas para manutenção do potencial hídrico, taxa de difusão de oxigênio, temperatura e resistência mecânica do solo em um intervalo adequado para boas produtividade e desenvolvimento das culturas (LETEY, 1985).

A compactação tem sido amplamente reconhecida como a principal causa de degradação da qualidade física

dos solos, resultando em incrementos na sua densidade e resistência mecânica, bem como em reduções na porosidade total, macroporosidade, capacidade de infiltração de água, aeração e condutividade hidráulica. Essas modificações limitam o crescimento radicular das plantas e, ao mesmo tempo, diminuem a disponibilidade de água e oxigênio no solo, resultando na redução da produtividade das culturas, especialmente sob condições de excesso ou deficiência hídrica (TORRES; SARAIVA, 1999). Assim, a qualidade física do solo tem sido inferida a partir da determinação de diversos indicadores, sendo a densidade do solo, variáveis de porosidade do solo, agregação do solo, resistência do solo à penetração, teor de água no solo, água disponível, curva de retenção de água, infiltração e a condutividade hidráulica de água no solo, os mais utilizados.

No SPD, camadas com maior grau de compactação têm sido identificadas entre 0,1 a 0,2 m de profundidade, as quais podem ser restritivas ao desenvolvimento das plantas, dependendo das condições de manejo do solo (uso ou não de rotação de culturas, tráfego em condições inadequadas de umidade ou mobilização do solo) (FRANCHINI et al., 2009). Uma das medidas preconizadas para melhorar a qualidade física de solos no SPD é a adoção de sistemas de rotação de culturas que contemplem plantas com elevado potencial de produção de fitomassa e caracterizadas por apresentar sistema radicular abundante, profundo e resistente a elevados níveis de compactação do solo.

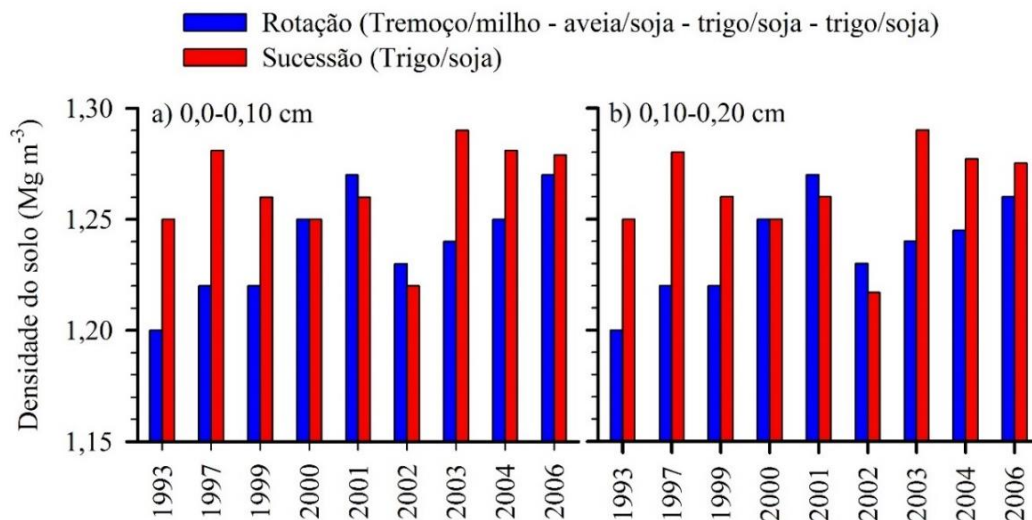


Figura 19. Valores de densidade do solo de um Latossolo Vermelho Distroférico manejado no sistema plantio direto, em função do sistema de culturas, da época e da profundidade de amostragem. Fonte: Franchini et al. (2011).

O efeito da rotação de culturas sobre a qualidade física do solo no SPD vem sendo objeto de diversas pesquisas (FRANCHINI et al., 2012; GENRO JUNIOR et al., 2009; MORAES et al., 2014b, 2016; REINERT et al., 2008), as quais indicam que os benefícios da rotação de culturas sobre a qualidade física do solo dependem do tempo de implantação do SPD e a diversidade de culturas utilizadas.

Benefícios da utilização da rotação de culturas foram apontados por Abreu, Reichert e Reinert (2004), os quais observaram que a “escarificação biológica” com crotalária foi mais eficaz, em médio prazo, na ruptura da camada compactada e estabelecimento de poros condutores de água do que a escarificação mecânica do solo. Sobrinho et al. (2003) observaram que a infiltração de água é favorecida quando se tem uma cobertura mais homogênea do solo, associada com adequado desenvolvimento radicular das culturas, proporcionando a formação de poros contínuos no perfil do solo. O potencial da rotação de culturas em melhorar a qualidade física do solo no SPD é reforçado pelos valores de densidade do solo obtidos em um experimento na região norte do Paraná (FRANCHINI et al., 2011) (**Figura 19**). Na camada de 0,0-0,1 m, a densidade do solo foi menor na rotação do que na sucessão de culturas em seis das nove amostragens. De acordo com a mesma figura, os efeitos benéficos da rotação de culturas sobre a qualidade física do solo foram ainda mais evidentes na camada de 0,1-0,2 m onde, das nove amostragens, em oito a densidade do solo foi mais elevada na sucessão trigo/soja.

Melhorias nas condições físicas de um Argissolo Vermelho pelo uso de plantas de cobertura foram ob-

servadas por Debiasi et al. (2010), onde os efeitos principais do uso da aveia preta e do consórcio de aveia preta com ervilhaca em rotação com nabo forrageiro ocorreram na camada superficial de 0,03-0,06 m (**Figura 20**). A densidade do solo foi reduzida e a macroporosidade incrementada nos sistemas com plantas de cobertura em relação a área com pousio. De acordo com os mesmos autores, as melhorias na qualidade física do solo proporcionadas pelo nabo forrageiro e aveia preta, em cultivo solteiro ou consorciado com a ervilhaca, resultaram em incrementos no rendimento das culturas da soja e de milho na safra de 2005/2006, caracterizada pela ocorrência de seca durante períodos críticos das referidas culturas.

Métodos mecânicos e biológicos têm sido indicados para a redução do nível de compactação do solo, entretanto, o uso da escarificação mecânica do solo tem efeito temporário, não sendo constatadas melhores condições físicas do solo após um ou dois cultivos (NICOLOSO et al., 2008). Além disso, a escarificação mecânica reduz o suporte de carga do solo, o que favorece o aumento da compactação após o tráfego agrícola (**Figura 21**). Já a “escarificação biológica” potencializa os efeitos residuais benéficos em diversos atributos físicos, tais como incremento da macroporosidade e da taxa de infiltração de água no solo, além de reduzir a resistência do solo à penetração. Tormena, Fidalski e Rossi Junior (2008), avaliando sistemas com escarificação e rotação de culturas em um Latossolo Vermelho Distroférico, observaram que a adoção de um sistema planejado de rotação de culturas é imprescindível para a manutenção da qualidade estrutural do solo em SPD, além de suprimir a escarificação do solo como prática mecânica complementar de manejo físico do solo.

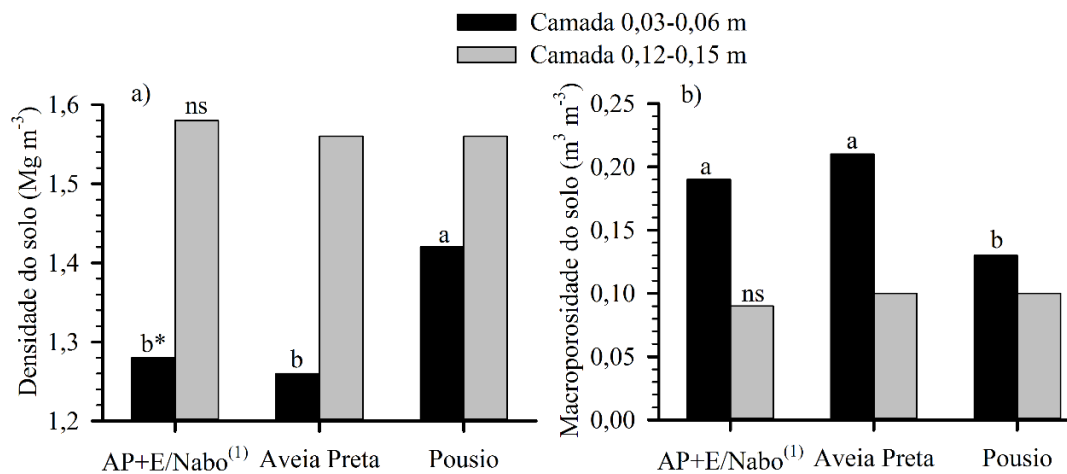


Figura 20. Densidade do solo (a) e macroporosidade (b) em duas camadas do solo, em função do uso de plantas de cobertura em Argissolo Vermelho no sistema plantio direto. Fonte: Adaptado de Debiasi et al. (2010). ⁽²⁾Aveia preta e ervilhaca (2005) e nabo-forrageiro (2006). *Médias seguidas de letras iguais, em mesmas camadas, não diferem pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade.



Figura 21. Efeito do tráfego com trator 45 dias após uma escarificação do solo (Latossolo Vermelho) originalmente em sistema plantio direto em Londrina/PR. Foto: Henrique Debiasi.

3. Resistência do solo à penetração e sua relação com uso de plantas de cobertura

A resistência do solo à penetração (RP) tem sido um importante indicador na avaliação do estado de compactação do solo, desde que seja monitorada adequadamente o conteúdo de água no momento da avaliação. Pois a RP é um dos fatores físicos que afetam

diretamente o crescimento radicular, e consequentemente o volume de solo explorado pelas raízes das culturas em busca de água e de nutrientes. A variação da RP com o conteúdo de água pode fornecer excelentes informações sobre os efeitos do uso de plantas de cobertura sobre o estado de compactação do solo. Assim, a melhor forma para identificar problemas relacionados à compactação do solo é a realização de avaliações de RP em diferentes épocas, proporcionando assim variabilidade do conteúdo de água do solo. Entretanto, a análise da RP em diferentes conteúdos de água deve ser cuidadosa, para evitar incoerências e erros de interpretações. Isso deve ser levado em consideração principalmente quando as avaliações de RP são realizadas em áreas sob cultivo de espécies vegetais para cobertura do solo. Por exemplo, a presença de grande quantidade de raízes aumenta a resistência do solo à ruptura em função do deslocamento do cone, podendo resultar em elevados valores de RP. Adicionalmente, plantas de cobertura com elevada massa da parte aérea e área foliar apresentam alto consumo de água, reduzindo a umidade do solo. Deste modo, os valores de RP em áreas ocupadas por plantas de cobertura podem ser elevados mesmo quando o estado de compactação do solo não é limitante ao desenvolvimento das plantas.

Os efeitos do uso de plantas de cobertura sobre a RP em um Latossolo Vermelho no Norte do Rio Grande do Sul, foram avaliados em três diferentes épocas por Santi et al. (2014) e são sumarizados para a camada de 0-0,10 m (Figura 22). Na primeira e na terceira épocas, a RP foi determinada poucos dias após ocorrência de precipitação pluvial (2 a 4 dias). Já na segunda época de avaliação, houve um período seco de 9 dias após uma precipitação de 15 mm, indicando assim que o

solo estava com baixa umidade, o que incrementa os valores RP.

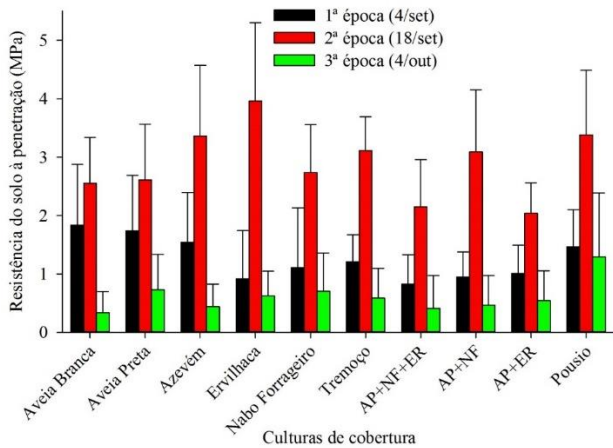


Figura 22. Resistência do solo à penetração na camada de 0-0,10 m em função de diferentes plantas de cobertura do solo em Frederico Westphalen (RS). AP = aveia preta; NF = nabo forrageiro; ER = ervilhaca. Fonte: Adaptado de Santi et al. (2014).

Conforme a **Figura 22**, os melhores efeitos foram observados com o uso de consórcios de culturas, tais como a aveia preta com ervilhaca ou nabo forrageiro. Assim, a associação de diferentes sistemas radiculares no mesmo período no solo favorece a formação de poros e bioporos com diferentes tamanhos, reduzindo assim a RP (**Figura 23**). Desta forma, no cultivo de verão as principais culturas produtoras de grãos, tais como a soja e o milho, poderão ser beneficiadas pelos bioporos formados no solo pelas plantas de cobertura utilizadas no inverno. O uso de sistema de rotação que contemplem diversidade de culturas, no mesmo ano ou nos diferentes anos, torna-se vantajoso pelo fato de produzir um ambiente favorável para as plantas de interesse

comercial e, adicionalmente, preservar a qualidade do solo e da água.

A importância da rotação de culturas para a manutenção do grau de compactação do solo no SPD dentro de limites aceitáveis também pode ser identificada por meio da RP (**Figura 24 a**).



Figura 23. Sistema radicular de milho desenvolvido em amostra indeformada de solo no sistema plantio direto em Argissolo Vermelho. Foto: Moacir Tuzzin de Moraes.

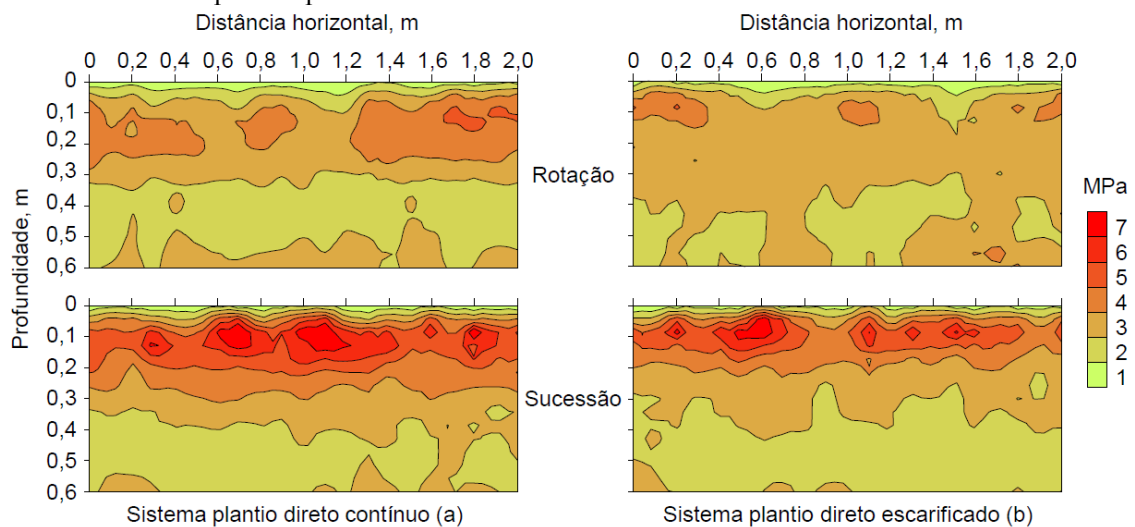


Figura 24. Resistência do solo à penetração em um Latossolo Vermelho Distroférico manejado durante 22 anos sob sistema plantio direto contínuo (A) ou escarificado a cada três safras (B), em função da rotação (tremoço/milho – aveia/soja – trigo/soja) e da sucessão de culturas (trigo/soja). Fonte: Franchini et al. (2011).

Após 22 anos de SPD, a RP na camada de 0,0-0,2 m foi maior na sucessão comparativamente à rotação de culturas (FRANCHINI et al., 2011), independentemente do uso ou não da descompactação mecânica (escarificação). No caso da sucessão de culturas, a RP na camada de 0,10-0,20 m atingiu valores na faixa de 6 a 7 MPa, que são considerados elevados o suficiente para limitar o crescimento radicular da soja (TORRES; SARAIVA, 1999). Nessa condição, o acesso ao reservatório de água pelas raízes da soja é diminuído, tornando-a mais vulnerável a perdas de produtividade em função de períodos de seca.

Métodos mecânicos de descompactação do solo, como a escarificação, também têm sido indicados para melhorar a qualidade física do solo no SPD. Ao contrário de medidas biológicas, como a rotação de culturas, a escarificação é capaz de romper camadas compactadas logo após sua execução, entretanto esta pratica apenas “rompe” os blocos de solo, e mantém assim a compactação interna nos blocos compactos de solo (Figura 25).



Figura 25. Blocos de solo rompidos pela escarificação mecânica do solo em Londrina/PR. Foto: Henrique Debiasi.

A escarificação esporádica do solo no SPD, sob o ponto de vista da preservação e/ou melhoria da qualidade física do solo, não elimina a necessidade de sistemas de rotação de culturas. Nesse sentido, conforme relatado por Franchini et al. (2011), a RP no SPD escarificado a cada três anos foi maior na sucessão comparativamente à rotação de culturas (Figura 24 b). A resposta na planta a RP não se limita a um valor crítico, mas sim a um período que a RP permanece alta, acima do valor considerado crítico. Portanto, avaliações pontuais de RP, nem sempre indicam restrições as plantas,

pois ela não afeta diretamente a produtividade. A RP limita o crescimento das raízes, que vão ter acesso a menos água e nutrientes. Assim, a falta de água é que limita diretamente a produtividade das culturas.

Da mesma forma, os valores de RP no SPD contínuo sob rotação foram inferiores aos observados para o SPD escarificado a cada três anos se manejado sob sucessão de culturas (Figura 24). O uso de rotação de culturas possibilitou que a RP no SPD contínuo não atingisse níveis considerados críticos ao desenvolvimento radicular das culturas (Figura 24a), podendo-se assim inferir que a escarificação, como prática a ser adotada sistematicamente, é desnecessária quando o SPD é manejado de acordo com os seus princípios básicos (mínimo revolvimento, cobertura permanente do solo e rotação de culturas).

O uso de forrageiras como as braquiárias, em integração lavoura-pecuária no SPD, tem resultado no incremento na cobertura do solo e melhorias na estrutura do solo. Franchini et al. (2009) observaram a formação de uma camada de solo compactada a 0,10-0,20 m de profundidade nas parcelas cultivadas com milho safrinha por mais de 10 safras consecutivas (Figura 26). Nesse tratamento, a RP na camada de 0,1-0,2 m foi superior a 5,5 MPa, valor capaz de reduzir de modo acentuado o desenvolvimento radicular da soja. A substituição do milho safrinha do consórcio de aveia preta e nabo forrageiro por um ciclo não foi suficiente para reduzir os valores de RP. Entretanto, o uso da *Urochloa ruziziensis* (syn. *Brachiaria ruziziensis*), em cultivo solteiro, reduziu a RP em relação ao milho safrinha solteiro ou ao consórcio aveia preta com nabo forrageiro, a valores que não seriam limitantes ao crescimento radicular da soja.

O consórcio do milho safrinha com *Braquiaria ruziziensis* também contribuiu para reduzir a RP a valores que não são críticos ao desenvolvimento radicular da soja, apesar desse efeito ter sido de menor intensidade em relação à braquiária solteira. Conforme os resultados de Franchini et al. (2009), a redução dos valores de RP comprova a capacidade que as raízes de forrageiras tropicais perenes, como a *Brachiaria ruziziensis*, apresenta em melhorar a estrutura do solo, rompendo camadas compactadas. Apesar da menor contribuição do consórcio milho + *Brachiaria ruziziensis* para a melhoria das condições físicas do solo, os resultados indicam que o consórcio é uma alternativa interessante para melhoria das condições físicas do solo, sem que seja necessária a retirada do milho do sistema produtivo.

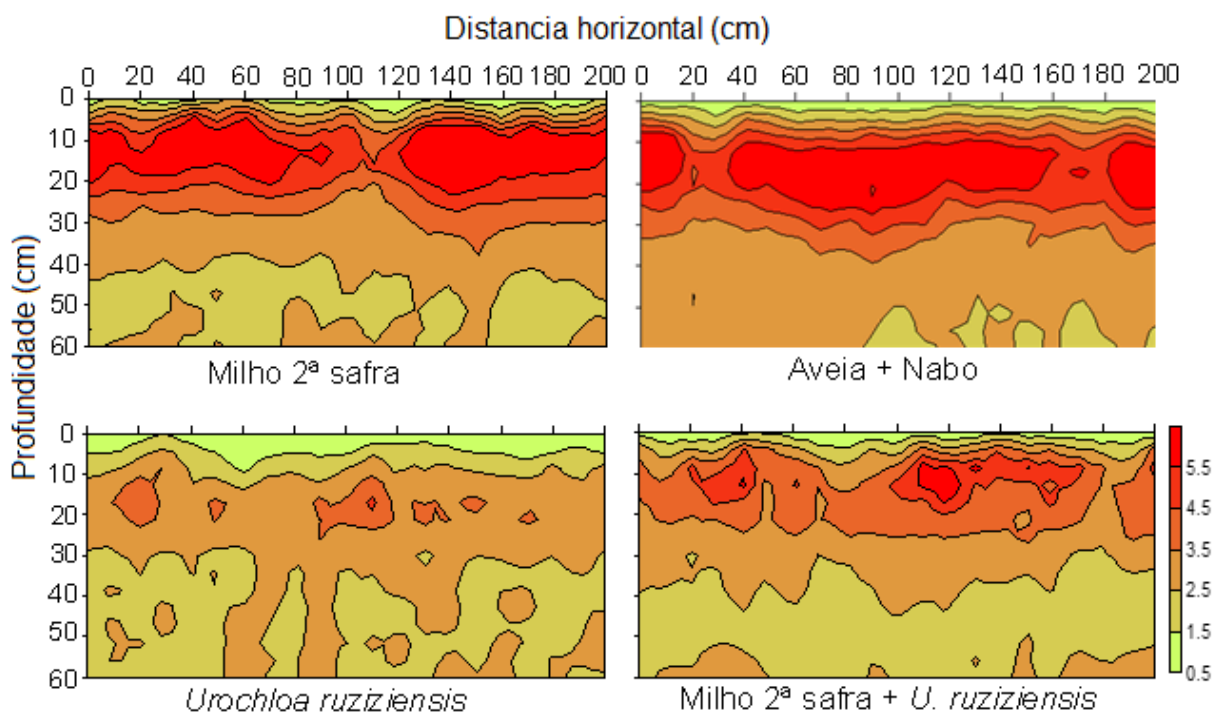


Figura 26. Resistência do solo à penetração (MPa) em função de plantas de outono-inverno no sistema plantio direto em Latossolo Vermelho. Fonte: Franchini et al. (2009).

É importante destacar que o cultivo de forrageiras tropicas perenes em regiões de clima subtropical, como a região Norte do Rio Grande do Sul, pode ser viabilizado mediante o consórcio com culturas graníferas de verão, principalmente milho ou sorgo. Essa alternativa é especialmente interessante em propriedades que utilizam sistemas integrados de produção (lavoura-pecuária). Neste caso, após a colheita do milho ou do sorgo para a produção de grãos ou silagem, as condições climáticas ainda são favoráveis para o crescimento das forrageiras tropicais, resultando na produção de forragem de qualidade para a alimentação dos animais justamente no período de maior escassez de alimento (março a maio), quando as pastagens de inverno ainda não se encontram formadas. Quando o milho ou o sorgo são utilizados para a produção de silagem, a presença de uma espécie forrageira tropical contribui para reduzir o impacto negativo do tráfego intenso de máquinas durante a colheita da massa verde sobre a estrutura do solo.

4. Agregação do solo e sua relação com o uso de plantas de cobertura

O incremento nos teores de carbono orgânico do solo favorece a melhoria da agregação do solo. Em Latossolo Vermelho no Norte do Rio Grande do Sul, Moraes et al. (2014a) observaram que o diâmetro médio ponderado de agregados aumentou linearmente com o

incremento nos teores de carbono orgânico no interior destes agregados (**Figura 27**).

Isso ocorre porque a matéria orgânica do solo, em conjunto com as raízes e a atividade biológica, exerce papel-chave na formação e estabilização dos agregados, conforme esquematizado por Tivet et al. (2013) na **Figura 28**. O crescimento de diferentes tipos de raízes, em conjunto com o acúmulo de carbono orgânico do solo proporcionados por sistemas de rotação de culturas, aceleram o processo de agregação do solo, melhorando assim a qualidade da estrutura do solo.

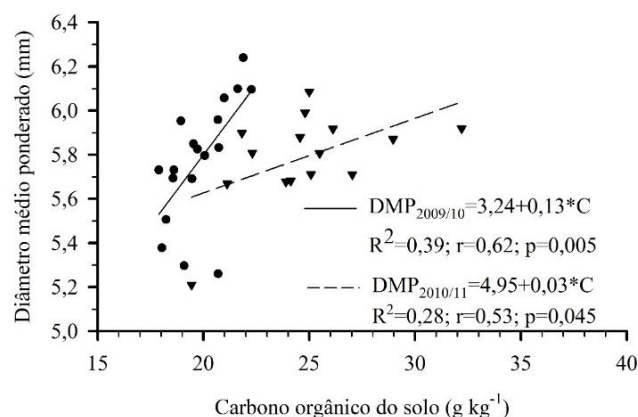


Figura 27. Relação do diâmetro médio ponderado (DMP) e os teores de carbono orgânico de agregados de um Latossolo Vermelho em Frederico Westphalen. Fonte: Adaptado de Moraes et al. (2014a).

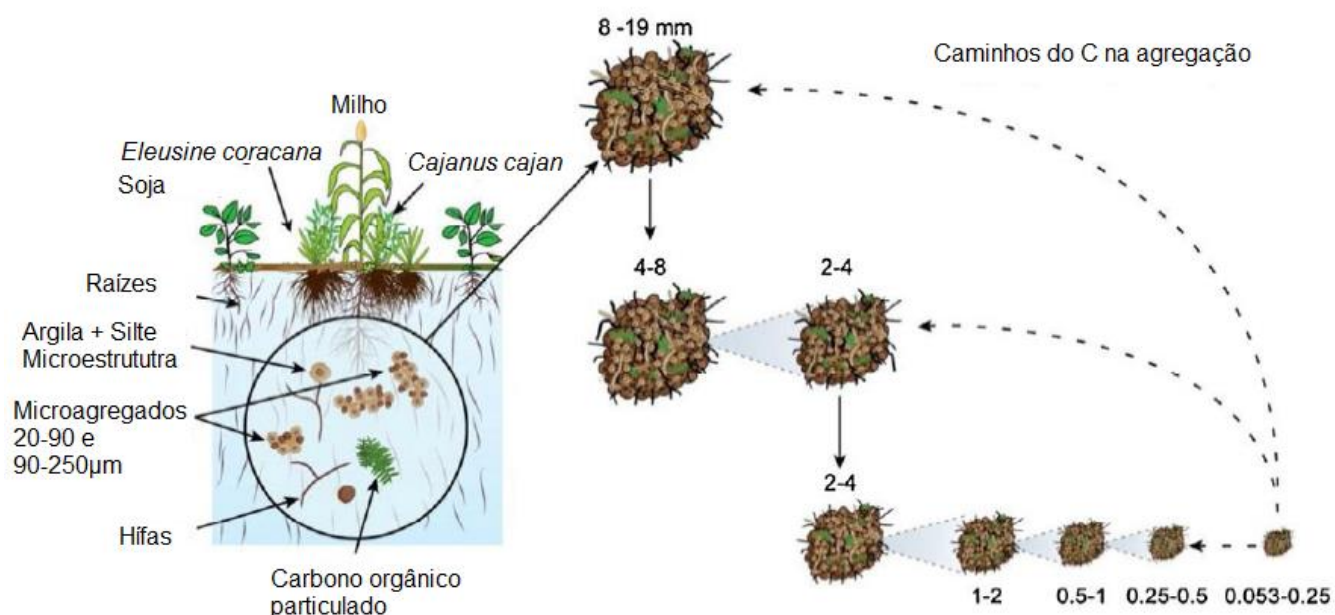


Figura 28. Processos envolvidos na formação e estabilização de agregados no solo. Adaptado de Tivet et al. (2013).

A utilização de plantas de cobertura do solo “solteiras” ou consorciadas e com diferentes sistemas radiculares foi eficiente em aumentar a agregação de um Latossolo Vermelho no Norte do Rio Grande do Sul (PESSOTTO et al., 2013) (**Figura 29**). O diâmetro médio geométrico de agregados (DMG) deste Latossolo Vermelho argiloso, quando cultivado com plantas de cobertura do solo de inverno solteiras ou consorciadas foi, em média, duas vezes superior ao valor do DMG no solo que permaneceu sem plantas de inverno (pousio) (**Figura 29**).

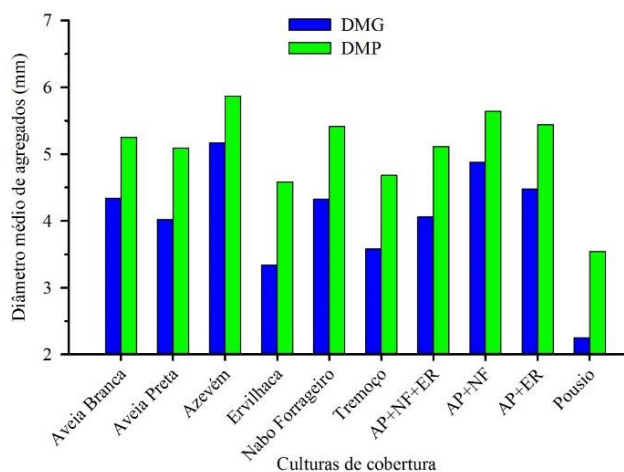


Figura 29. Diâmetro médio geométrico (DMG) e diâmetro médio ponderado (DMP) de agregados estáveis em água de um Latossolo Vermelho Distroférico, em 2011, cultivado em sistema plantio direto com diferentes plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. Fonte: adaptado de Pessotto et al. (2013). AP+NF+ER: aveia preta, nabo forrageiro e ervilhaca; AP+NF: aveia preta e nabo forrageiro; AP+ER= Aveia preta e ervilhaca; Pousio= vegetação espontânea.

Verifica-se, desta forma, a importância do sistema radicular das plantas de cobertura em melhorar a agregação do solo e, conseqüentemente, promover uma melhor porosidade no solo. Neste sentido, as raízes melhoram a agregação em função de seu efeito mecânico, unindo agregados de tamanho menor ou mesmo causando a ruptura de “torrões” excessivamente grandes e compactos.

Adicionalmente, os exudatos radiculares, além de atuarem diretamente como agentes agregantes, aumentam a atividade biológica, o que também resulta na produção de substâncias (polissacarídeos, por exemplo) e estruturas (hifas de fungos) capazes de formar e estabilizarem os agregados.

Em experimento conduzido sobre um Argissolo Vermelho com o uso de plantas de cobertura em SPD favoreceram os processos de agregação do solo, principalmente na camada superficial (CONCEIÇÃO, 2006). Assim, a relação linear positiva entre o diâmetro médio ponderado dos agregados e os teores de carbono do solo é bem conhecida, entretanto, é possível observar na **Figura 30** que o uso do SPD associado a plantas de cobertura, como a aveia e a ervilhaca, é essencial para o incremento do diâmetro de agregados. Além disso, a inclusão de plantas de cobertura da família das leguminosas, como a ervilhaca, contribui para o aumento do teor de carbono orgânico e, conseqüentemente, do diâmetro médio ponderado de agregados (**Figura 30**). Assim, o mínimo revolvimento do solo associado com sistemas de rotação de culturas, proporcionam melhorias da agregação do solo sendo um dos principais meios para proteger e conservar o solo e a água.

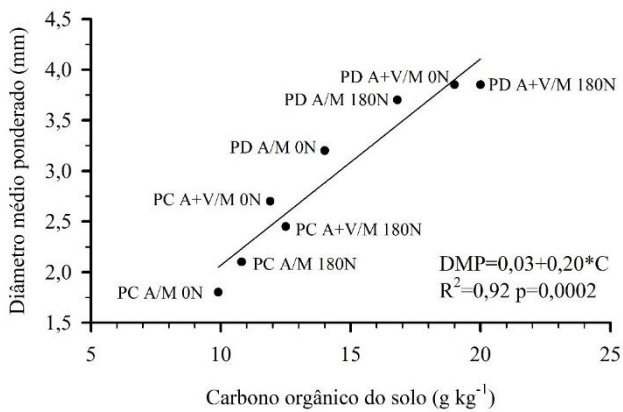


Figura 30. Relação entre o teor de carbono orgânico e o diâmetro médio ponderado de agregados (DMP) em um Argissolo Vermelho. Fonte: adaptado de Conceição (2006). PC: preparo convencional, PD: plantio direto, A: aveia preta, V: ervilhaca, C: caupi, M: milho, 0N: sem aplicação de nitrogênio, 180N: aplicação de 180 kg ha⁻¹ de nitrogênio.

5. Raízes de culturas produtoras de grãos e sua relação com rotação de culturas

A melhoria da qualidade física do solo com uso de plantas de cobertura está diretamente relacionada com o vigor, a profundidade e a abundância do sistema radicular. Por exemplo, o sistema radicular de *Panicum maximum* cv. Tanzânia atingiu pelo menos 1 m de profundidade em toda a extensão da trincheira, demonstrando o potencial desta forrageira na produção de bioporos contínuos no perfil do solo, atenuando os efeitos da compactação (Figura 31 a). As raízes das forrageiras tropicais formam uma rede de canais (bioporos) que oferecem condições ideais para o desenvolvimento do sistema radicular da soja subsequente (Figura 31 b). Nestas condições, Franchini et al. (2008, 2009) demonstraram os efeitos benéficos do uso de espécies forrageiras em sistemas de rotação de culturas, resultaram no incremento da profundidade e da quantidade de raízes das culturas produtoras de grãos (Figura 32).

De acordo com os resultados de Franchini et al. (2008), a área superficial de raízes de soja foi maior em todas as camadas de solo até 1 m de profundidade quando esta cultura foi implantada após a braquiária comparativamente ao milho safrinha. Isso significa que o volume de solo explorado pelas raízes da soja, em busca de água e nutrientes, foi maior em sistemas de produção que incluem forrageiras tropicais, conferindo à oleaginosa maior tolerância a períodos de deficiência hídrica (FRANCHINI et al., 2009).

Principalmente em solos argilosos, que apresentam por característica a facilidade de compactação, o sucesso no estabelecimento e a adequada distribuição do sistema radicular das espécies cultivadas depende

da formação e da preservação dos bioporos. Um esquema dos efeitos do crescimento radicular nas alterações na estrutura do solo com o incremento do tempo de adoção do sistema plantio direto foi apresentado por Reichert et al. (2016) (Figura 33). Os autores esquematizam as alterações na capacidade e intensidade dos processos como uma consequência da reorganização da estrutura e dos poros do solo em função da presença de raízes e ausência de mobilização mecânica do solo.

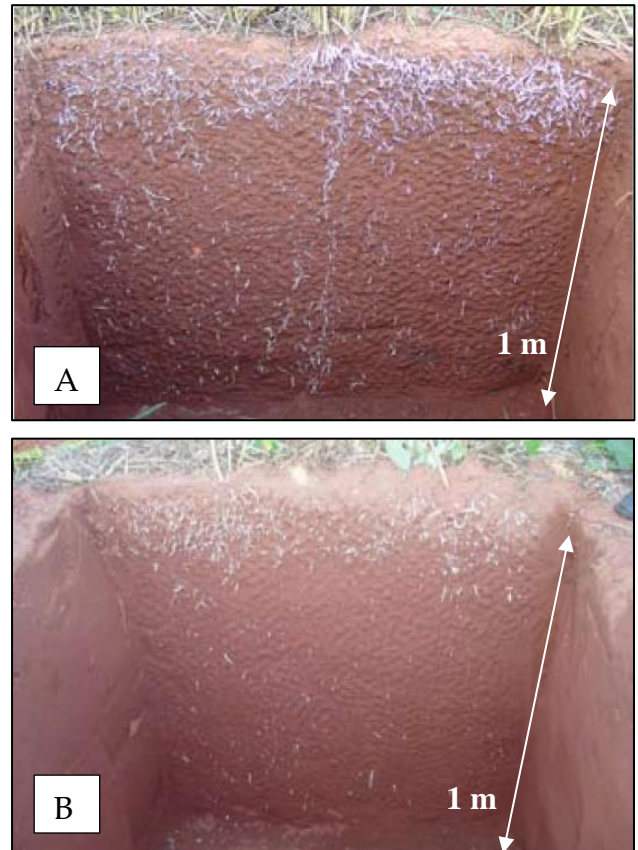


Figura 31. Desenvolvimento radicular de *Panicum maximum* cv. Tanzânia (acima) e de soja após cultivo de *Urochloa ruziziensis* (syn. *Brachiaria ruziziensis*) (abaixo), em trincheiras de 1 m de profundidade, na região Noroeste do Paraná. Fonte: Franchini et al. (2009).

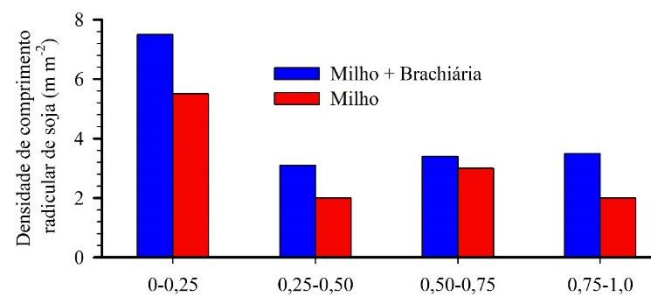


Figura 32. Densidade de comprimento radicular de soja cultivada após milho safrinha ou milho safrinha em consórcio com *Urochloa ruziziensis* (syn. *Brachiaria ruziziensis*), em Latossolo Vermelho Distroférico. Fonte: Adaptado de Franchini et al. (2008).

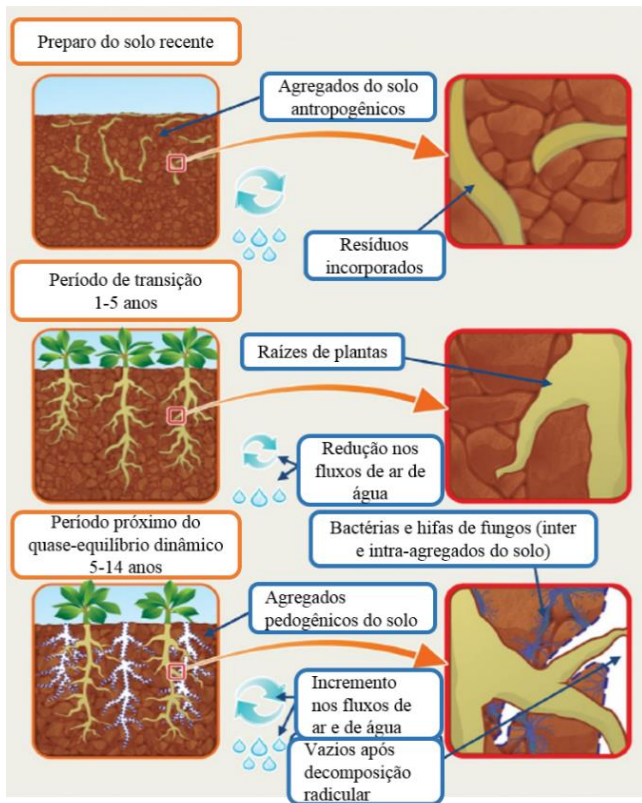


Figura 33. Alterações na estrutura do solo em função do tempo de adoção do sistema plantio direto em locais sem tráfego agrícola. Fonte: Adaptado de Reichert et al. (2016).

Assim, a melhoria da qualidade do solo se dá pela adoção de práticas de cultivo que evitem a destruição dos bioporos já existentes no solo (sistema plantio direto), além do uso de sistemas de rotação de culturas com espécies que apresentam sistema radicular profundo como a *Crotalaria juncea*, *Crotalaria mucronata*, guandu, nabo forrageiro, trevo ou aveia preta (TORRES; SARAIVA, 1999). As raízes destas culturas são abundantes e profundas, possibilitando a formação de novos poros em camadas profundas do solo antes pouco exploradas pelas culturas produtoras de grãos. Incrementos no comprimento de raízes de soja no SPD pelo uso de sistemas de rotação de culturas foram obtidos por Torres e Saraiva (1999) em um Latossolo Vermelho no Norte do Paraná (**Figura 34**). Estes autores relataram que quando o sistema foi mantido em sucessão de culturas, a distribuição de raízes no SPD foi superficial e somente foi melhor do que o preparo com a grade pesada. Mas a introdução do trevo, da aveia preta e do milho no sistema de rotação de culturas proporcionou melhor distribuição do sistema radicular no perfil do solo (**Figura 26**).

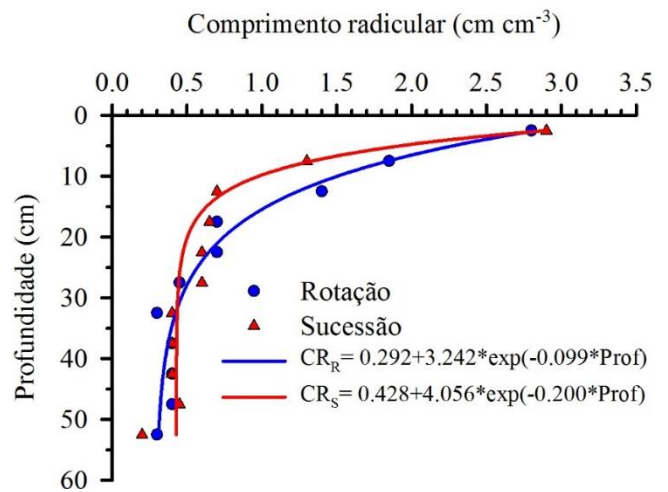


Figura 34. Comprimento radicular de soja em função de sistemas de rotação ou sucessão de culturas em Latossolo Vermelho Distroférrico. Rotação: trevo/milho-aveia/soja-trigo/soja-trigo/soja. Sucessão: trigo/soja. Fonte: Adaptado de Torres e Saraiva (1999).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Além de exercer papel fundamental na melhoria da qualidade do ar e da água, a preservação e/ou melhoria da estrutura física de solos manejados sob SPD é essencial para aumentar a produtividade e a estabilidade da produção das culturas de grãos. A formação de uma adequada estrutura do solo no SPD está diretamente relacionada à cobertura permanente do solo, ao aumento do teor de carbono orgânico e a presença de raízes, horizontal e verticalmente, bem distribuídas no perfil do solo. Essas premissas somente podem ser atendidas por meio da adoção de sistemas de rotação envolvendo plantas de cobertura do solo.

As opções de espécies vegetais com potencial para melhorar a qualidade física do solo no SPD nas condições edafoclimáticas da região norte do Rio Grande do Sul são bem conhecidas, e envolvem tanto espécies de inverno, como as aveias, o azevém, o nabo forrageiro e o centeio, entre outras, quanto espécies de verão, tais como as forrageiras tropicais. Entretanto, o grande desafio passa pelo aumento da adoção desta tecnologia por parte dos agricultores, o que requer o desenvolvimento e validação de sistemas de rotação envolvendo plantas de cobertura capazes de manter a rentabilidade de curto prazo. Neste contexto, a intensificação de ações de pesquisa, desenvolvimento e transferência de tecnologia em sistemas integrados de produção (lavoura-pecuária), que permitam agregar valor às plantas de cobertura, é essencial para aumentar a área de cultivo com estas espécies. Além disso, o desenvolvimento da visão sistêmica, com enfoque no médio e longo prazos, proverá os produtores e técnicos do

entendimento de que o maior retorno financeiro das plantas de cobertura está na redução dos custos e no aumento da produtividade e estabilidade produtiva das culturas econômicas, o que também facilitará a adoção de sistemas de rotação que contemplem espécies vegetais com alto potencial de produção de fitomassa da parte aérea e de raízes.

AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece a CAPES e a UFRGS pelas bolsas de Doutorado no Brasil e de Doutorado Sanduíche no Exterior. Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação AGRISUS ao projeto FA n^o1236/13 “Estratégias para mitigação da compactação do solo no sistema plantio direto”. Além disso, os autores agradecem à equipe de manejo do solo e da cultura da Embrapa Soja pela condução dos experimentos de campo e de laboratório.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. L.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em argissolo franco-arenoso sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 3, p. 519–531, jun. 2004.
- ALVARENGA, R. C. et al. Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. *Informe Agropecuário - Belo Horizonte*, v. 22, n. 208, p. 25–36, 2001.
- BLAINSKI, É. et al. Qualidade física de um Latossolo sob plantio direto influenciada pela cobertura do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 1, p. 79–87, 2012.
- BRAIDA, J. A. et al. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio proctor. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, n. 4, p. 605–614, ago. 2006.
- BRAIDA, J. A. et al. Elasticidade do solo em função da umidade e do teor de carbono orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 2, p. 477–485, 2008.
- CONCEIÇÃO, P. C. **Agregação e proteção física da matéria orgânica em dois solos do sul do Brasil**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.
- DEBIASI, H. **Recuperação física de um Argissolo compactado e suas implicações sobre o sistema de solo-máquina-planta**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.
- DEBIASI, H. et al. Produtividade de soja e milho após coberturas de inverno e descompactação mecânica do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, n. 6, p. 603–612, jun. 2010.
- DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C. Atributos físicos do solo e produtividade da soja em sistema de integração lavoura-pecuária com braquiária e soja. *Ciência Rural*, v. 42, n. 7, p. 1180–1186, jul. 2012.
- FINK, J. R.; PEDRON, F. DE A. Aptidão agrícola dos principais solos das áreas de agricultura familiar do Sul do Brasil. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen: URI – Frederico Westphalen, 2015. p. 34–52.
- FLORES, J. P. C. et al. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integração lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 4, p. 771–780, ago. 2007.
- FRANCHINI, J. C. et al. Contribuição de sistema de manejo do solo para a produção sustentável na soja. In: **Embrapa Soja, Circular Técnica**. 58. ed. Londrina: CNPSo, 2008. p. 12.
- FRANCHINI, J. C. et al. Manejo do solo para redução das perdas de produtividade pela seca. In: **Embrapa Soja, Documentos**. 314. ed. Londrina: CNPSo, 2009. p. 39.
- FRANCHINI, J. C. et al. Importância da rotação de culturas para a produção agrícola sustentável no Paraná. In: **Embrapa Soja, Documentos**. 327. ed. Londrina: CNPSo, 2011. p. 52.
- FRANCHINI, J. C. et al. Evolution of crop yields in different tillage and cropping systems over two decades in southern Brazil. *Field Crops Research*, v. 137, p. 178–185, out. 2012.
- GENRO JUNIOR, S. A. et al. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho e produtividade de culturas cultivadas em sucessão e rotação. *Ciência Rural*, v. 39, n. 1, p. 65–73, fev. 2009.
- HECKLER, J. C.; SALTON, J. C. Palha: Fundamento do Sistema Plantio Direto. In: **Coleção Sistema Plantio Direto**. 7. ed. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2002. p. 26.
- LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. *Advances in Soil Science*, v. 1, p. 277–294, 1985.
- MINELLA, J. P. G. et al. Dinâmica da erosão na escala de bacia hidrográfica: Uma experiência de pesquisa no Estado do Rio Grande do Sul. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil: Contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen: URI – Frederico Westphalen, 2015. p. 69–121.
- MORAES, M. T. DE et al. Changes in a Rhodic Hapludox Under No-Tillage and Urban Waste Compost in the Northwest of Rio Grande Do Sul, Brazil. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo*, v. 38, n. 1, p. 1327–1336, 2014a.
- MORAES, M. T. DE et al. Critical limits of soil penetration resistance in a rhodic Eutrudox. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 1, p. 288–298, fev. 2014b.
- MORAES, M. T. DE et al. Soil physical quality on tillage and cropping systems after two decades in the subtropical region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 155, n. 1, p. 351–362, 2016.
- NICOLOSO, R. DA S. et al. Eficiência da escarificação mecânica e biológica na melhoria dos atributos físicos de um latossolo muito argiloso e no incremento do rendimento de soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 4, p. 1723–1734, ago. 2008.
- PELEGRINI, G.; PELLEGRINI, J. B. R.; HILLESHEIM, L. P. O processo de colonização e a formação das unidades de produção familiares do Sul do Brasil. In: TIECHER (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen: URI – Frederico Westphalen, 2015. p. 15–33.
- PELEGRINI, A.; MEINERZ, G.; KAISER, D.R. Compactação do solo em sistemas intensivos de integração lavoura-pecuária leiteira. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 49–64.
- PESSOTTO, P. P. et al. **Propriedades Físicas de um Latossolo Vermelho em diferentes sistemas de manejo com plantas de cobertura do solo**. Florianópolis: Anais do XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2013. Disponível em: <<http://cbcs2013.hospedagemdesites.ws/anais/arquivos/1857.pdf>>.
- REICHERT, J. M. et al. Conceptual framework for capacity and intensity physical soil properties affected by short and long-

- term (14 years) continuous no-tillage and controlled traffic. **Soil and Tillage Research**, v. 158, p. 123–136, 2016.
- REINERT, D. J. et al. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em argissolo vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 1805–1816, out. 2008.
- SANTI, A. L. et al. Plantas de cobertura de inverno e a variação espacial e temporal da resistência do solo a penetração. **Revista Plantio Direto**, v. 140, n. Março/Abril, p. 10–20, 2014.
- SOBRINHO, T. A. et al. Infiltração de água no solo em sistemas de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 191–196, ago. 2003.
- TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G. Erosão do solo: um problema mundial agravando-se num contexto de “agricultura conservacionista” no Sul do Brasil. In: TIECHER (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**. Frederico Westphalen: URI – Frederico Westphalen, 2015. p. 123–153.
- TIVET, F. et al. Soil organic carbon fraction losses upon continuous plow-based tillage and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Geoderma**, v. 209-210, p. 214–225, 2013.
- TORMENA, C. A.; FIDALSKI, J.; ROSSI JUNIOR, W. Resistência tênsil e friabilidade de um Latossolo sob diferentes sistemas de uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 33–42, fev. 2008.
- TORRES, E.; SARAIVA, O. F. Camadas de impedimento mecânico do solo em sistemas agrícolas com a soja. In: **Embrapa Soja, Circular Técnica**. 23. ed. Londrina: CNPSo, 1999. p. 58.

COMPACTAÇÃO DO SOLO EM SISTEMAS INTENSIVOS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA LEITEIRA

André Pellegrini¹, Gilmar Roberto Meinerz² & Douglas Rodrigo Kaiser³

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus de Dois Vizinhos, Estrada Para Boa Esperança, km 4, Dois Vizinhos, CEP 85660-000, PR, Brasil. E-mail: andrepedellegrini@utfpr.edu.br. Autor para correspondência

² Zootecnista, Doutor em Zootecnia, Professor da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Câmpus Cerro Largo, Rua Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Pedro, Cerro Largo, CEP 97900-000, RS. E-mail: gilmar.meinerz@uffs.edu.br

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor da UFFS, Câmpus Cerro Largo. E-mail: douglas.kaiser@uffs.edu.br

INTRODUÇÃO

Na região sul do Brasil, o sistema de integração lavoura-pecuária representa bons resultados e pode ser definido como um sistema que integra as duas atividades, maximizando o uso da terra, da infraestrutura e da mão de obra, diversificando e verticalizando a produção, além de minimizar custos, diluir os riscos e agregar valores aos produtos agropecuários (ZANINE et al., 2006). Estes sistemas de integração têm potencial para aumentar a produtividade de grãos e de carne/leite (GARCIA et al., 2004), pois pressupõem o uso contínuo das áreas agrícolas e a melhoria da qualidade do solo ao longo do tempo (RAO et al., 2003). Nos sistemas mais difundidos utilizam-se especialmente gramíneas e leguminosas anuais (DEL DUCA et al., 2000).

Embora este sistema apresente vantagens em relação a sistemas não integrados de produção, seu sucesso depende da obtenção de elevados rendimentos, seja no componente animal como no vegetal. Neste sentido, o manejo se torna mais complexo, em função de ser um sistema que considera a interação solo-planta-animal, com necessidades, na maioria das vezes, distintas. Esse conhecimento deve servir de subsídio para o planejamento das atividades da propriedade como um todo e não apenas das atividades de produção animal ou vegetal (BALBINOT JUNIOR et al., 2009).

Existem vários modelos de integração lavoura-pecuária no Brasil, sendo que a sua adoção se dá conforme as características edafoclimáticas da região, preferências do produtor, limitações de logística, aspectos econômicos (PITTA, 2009). No Sul do Brasil, o sistema de integração lavoura-pecuária mais difundido na literatura concentra a produção de grãos no período quente do ano, principalmente usando os cultivos de

soja e milho, e a produção animal no inverno, sobretudo para bovinos de corte, usando principalmente as culturas de aveias e azevém (MARTIN et al., 2010).

Uma característica marcante destes sistemas é a possibilidade de modular a intensidade de uso do solo no inverno, buscando minimizar os efeitos sobre a produtividade das culturas de grãos. Esta modulação geralmente se dá no sentido de reduzir a carga animal nas pastagens de inverno, para reduzir os níveis de compactação do solo e manter quantidades adequadas de resíduos vegetais para o plantio direto. Nestas situações, os índices de produção animal por hectare são reduzidos quando comparados a sistemas mais intensivos. Esta realidade se restringe a propriedades de médio e grande porte, em sistemas de integração chamados de “soja - bovinos de corte”, que ainda representam um número reduzido de propriedades.

Por outro lado, os sistemas de integração lavoura-pecuária mais difundidos entre as propriedades da região sul do Brasil são aqueles que integram bovinocultura de leite com culturas anuais e perenes, com produção de forragem para pastejo, ensilagem e fenação. Estes sistemas, utilizados em pequenas propriedades, evoluíram ao longo dos anos, passando de uma agricultura de grãos para sistemas mistos ou sistemas intensivos de produção de leite com base em pastagens.

A característica mais comum neste tipo de sistema é o uso intensivo do solo no decorrer do ano agrícola, ocasionado pelos elevados índices de lotação animal e sucessão de culturas anuais em uma mesma estação. Esta intensificação agrava os problemas de compactação do solo, independentemente do tamanho da unidade de produção ou do nível tecnológico, em resposta à carga animal ou o tráfego de máquinas.

Níveis elevados de compactação desencadeiam impactos produtivos e também ambientais. Ambos não estão dissociados, pois a perda de qualidade física e

química do solo resulta em menor produtividade e capacidade do solo servir como “tampão” ambiental. A redução em produtividade dá-se principalmente pela redução dos macroporos e incremento da resistência do solo à penetração das raízes, ocasionando redução do volume de solo explorado. Assim, ocasiona redução do volume de água disponível ao sistema radicular, o que interfere diretamente no fornecimento de nutrientes essenciais as plantas. Como a conservação da capacidade produtiva do solo é a base dos sistemas integrados de produção agropecuária, observa-se uma reação em cadeia, com redução na produtividade vegetal e animal, tornando o sistema ineficiente nos parâmetros técnico, financeiro e ambiental.

Os impactos ambientais são gerados quando grande quantidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo chegam aos mananciais hídricos. Muitas vezes motivados pela aplicação excessiva de dejetos ou fertilizantes. O transporte desses potenciais poluentes, assim como de agrotóxicos são feitos principalmente pelo escoamento superficial. Esses aspectos são abordados no Capítulo IV do livro “**Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos**” (MINELLA et al. 2015) e nos Capítulos II, III e IV do livro “**Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**” (CLASEN et al. 2016; BASTOS et al. 2016; LOURENZI et al. 2016). Assim, a medida que aumentamos a compactação do solo, reduzimos a quantidade de macroporos e proporcionalmente é reduzida a taxa de infiltração de água, potencializando o transporte de poluentes na superfície do solo.

Muitas áreas de produção da região estão com níveis elevados de compactação do solo e com presença da maior parte dos nutrientes nas primeiras camadas próximas da superfície do solo. Isto serve como alerta para possíveis danos ambientais e também frustrações de safras, em anos com ocorrência de fenômenos como o El niño (chuvoso) e La niña (estiagens). Assim, em anos com El niño pelos elevados índices pluviométricos ocorre aumento no escoamento superficial que proporciona a transferência de poluentes das lavouras para os mananciais hídricos, já em períodos com La niña normalmente são observadas reduções de produtividade em função de déficit hídrico.

Este capítulo busca apresentar aspectos relacionados a compactação do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária leiteira utilizados em pequenas e médias propriedades do Sul do Brasil, as quais estão assentadas sobre solos de origem basálticas. Também

apresentará um enfoque das causas, efeitos, limites críticos e medidas de manejo do solo para atingir produtividades satisfatórias com qualidade de solo. Além disso, o texto buscará abordagens que contemplem produtores, técnicos e estudantes.

1. Contexto histórico e perspectiva futura da integração lavoura-pecuária

O setor agropecuário apresentou significativa expansão na região Sul do Brasil, principalmente na última década. Um fator que contribuiu para esta expansão foi a tecnificação do setor agrícola e posteriormente pecuário, ocasionando incrementos na produção e produtividade, mas com aumento dos custos. Estes efeitos tornaram as margens de lucro das atividades mais estreitas, o que forçou a maximização da produção e do uso das áreas já agricultáveis.

A pecuária extensiva de corte prosperou em regiões que naturalmente eram vegetadas com pastagens naturais (**Figura 35 a**). No Rio Grande do Sul essas áreas predominavam na metade Sul do Estado, parte central do Planalto e nos Campos de Cima da Serra. Nos estados de Santa Catarina e Paraná a continuidade deste bioma também facilitou o desenvolvimento da pecuária de corte, caracterizada pelo baixo uso de insumos, baixa carga animal, pequeno ganho de peso e grandes áreas para uso, gerando baixa renda por área.

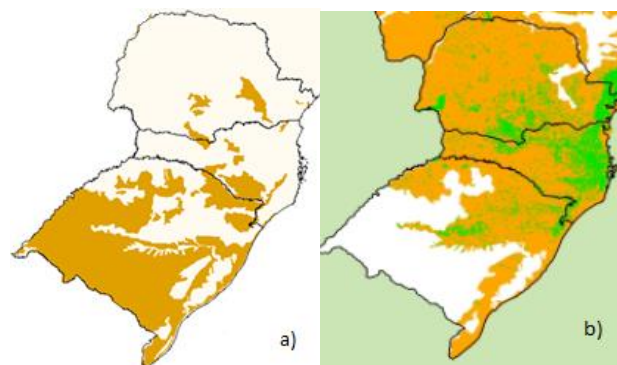


Figura 35. Distribuição das formações vegetais presentes na Região Sul: (A) bioma de campos em cor marrom; e (B) bioma de mata atlântica original em cor laranja e em verde o remanescente. Fonte: (Fig. 1 a) RADAMBRASIL *apud* Pillar *et al* (2006) e (Fig. 1 b) Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Instituto Socioambiental.

As áreas periféricas da região Sul, com predomínio do bioma de mata atlântica e relevo ondulado, foram ocupadas pelos denominados “colonos”. A colonização destas áreas favoreceu o desenvolvimento uma agricultura rudimentar, com baixa utilização de insumos, genética, manejo, ou seja, chamada de pouco tecnificada. O uso de fertilizantes era insignificante, pois após a derrubada da mata utilizavam um solo fértil,

rico em matéria orgânica para produzir feijão, milho e fumo. Grande parte da área de mata atlântica foi devastada e hoje restam poucas áreas, as quais normalmente estão assentadas em relevos íngremes ou em algumas reservas (**Figura 35 b**). Com passar dos anos essas áreas foram intensamente aradas, com forte degradação da estrutura do solo, diminuição da matéria orgânica e ocorrendo intensa erosão hídrica. Esse sistema foi baseado na produção de milho e soja, onde a soja era vendida para obter renda direta e o milho era utilizado na alimentação de suínos, aves e bovinos. Os excedentes de animais, leite, queijo e ovos eram vendidos para obtenção de renda, como abordado no Capítulo I do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos”** (PELEGRINI et al. 2015)

A evolução destes dois sistemas agrícolas foi diferente. A maioria das grandes propriedades com bovinocultura de corte foi transformada em monocultivo de soja. Os pecuaristas alugaram suas áreas ou buscaram investir em máquinas, insumos e mão-de-obra buscando competitividade no ramo agrícola. A pecuária foi colocada em segundo plano, ocupando áreas de baixa aptidão agrícola ou áreas de preservação permanente. No entanto, após a colheita da soja com a germinação espontânea de azevém, em lavoura com banco de semente, há o desenvolvimento de uma pastagem de alta qualidade e de boa engorda. Esta integração da lavoura com a pecuária modificou até a época de venda do gado gordo. Anteriormente sob campo nativo o gado ganhava peso no verão, já na integração lavoura pecuária (ILP) a engorda dá-se no inverno.

As pequenas propriedades que mantinham as atividades pecuárias como secundárias passaram a priorizá-las. Isto ocorreu principalmente por intermédio da comercialização da produção com grandes agroindústrias de aves e suínos, as quais criaram sistemas de integração e parcerias. Já a bovinocultura leiteira, que foi menos explorada pelas grandes agroindústrias, desenvolveu-se e tecnificou-se lentamente. No entanto, o que ocorreu com os outros sistemas (aves e suínos) está se intensificando no setor leiteiro. Crescendo gradativamente, a produção agropecuária das regiões do Nordeste do Rio Grande do Sul, Oeste de Santa Catarina e Sudoeste e Oeste do Paraná colocam-se, atualmente, como as principais regiões do Brasil na produção de leite, carne de aves e suínos (**Figura 36**).

Os produtores de aves e suínos utilizam pouca área de terra para essas atividades, por serem sistemas confinados e com alimento vindo de fora da propriedade. Em virtude disso as áreas de terra estão sendo ocupadas com lavouras ou para aumento da atividade

leiteira. O crescimento do setor leiteiro é reflexo da remuneração da produção por qualidade e quantidade. A qualidade é essencial por se tratar de um produto de consumo *in natura*, mas para alcançar bons indicadores demandam-se de investimentos em sistemas de ordenha canalizada, insumos para sanitização e controle sanitário do rebanho. Já a quantidade é melhor remunerada pelas empresas pelo menor custo de transporte. No entanto, para obter maior volume produzido os produtores aumentam o número de animais por área, necessitam de grande quantidade de volumoso (silagem) e investem em altas doses de fertilizantes orgânicos ou minerais. Estes fatores favorecem o uso intensivo do solo, os quais podem atingir níveis elevados de compactação e conseqüentemente possíveis contaminações ambientais pelo escoamento superficial de agroquímicos. A perspectiva do setor agropecuário brasileiro é de continuar crescendo (**Figura 37**). As mesorregiões em questão, que já estão com alta concentração de produção, ainda apresentam capacidade em aumentar a produtividade e também a quantidade de propriedades nas diferentes atividades.

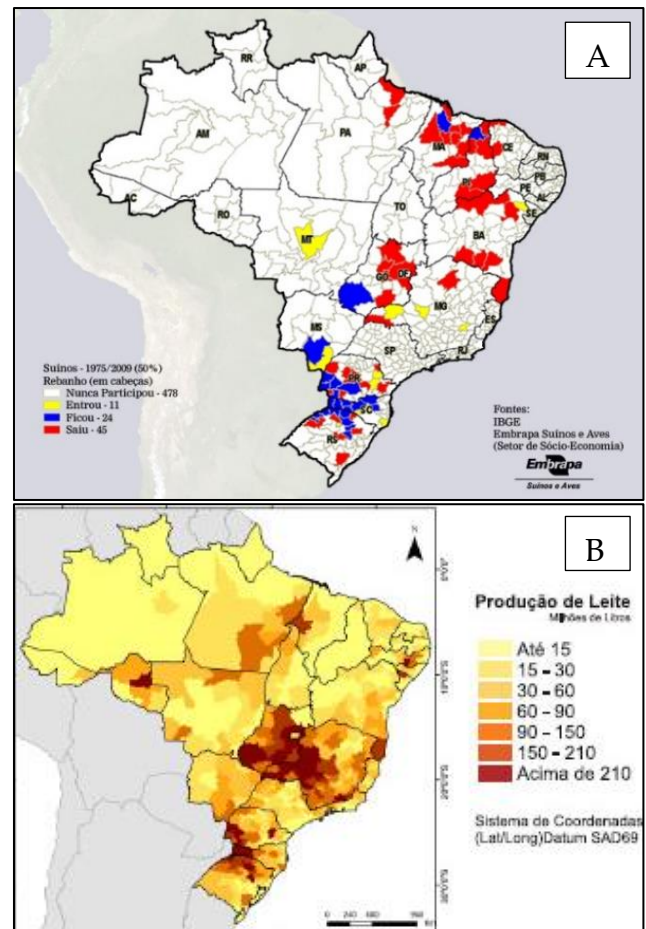


Figura 36. Concentração da produção agropecuária na região Sul do Brasil: (A) microrregiões que permanecem na produção de suíno em cor azul; e (B) produção de leite em milhões de litros em 2009. Fonte: EMBRAPA Aves e Suínos e IBGE. Elaboração: Embrapa Gado de Leite, respectivamente.

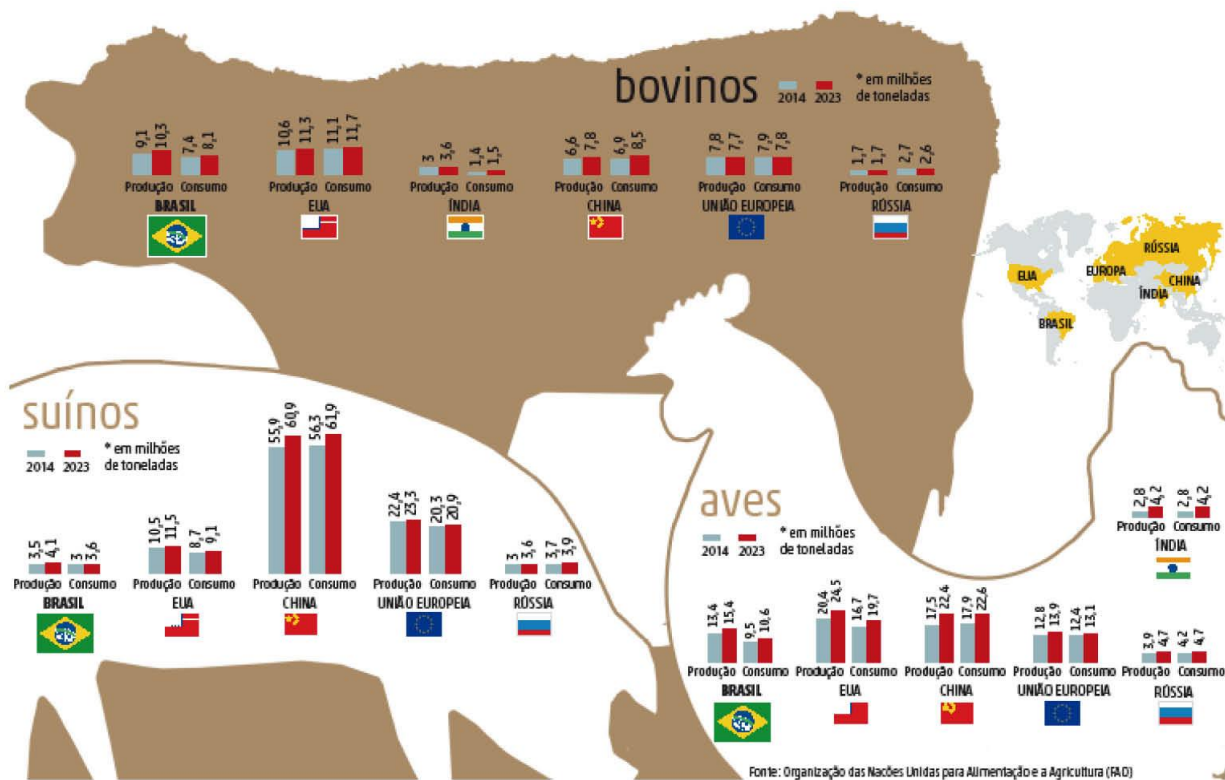


Figura 37. Situação atual e perspectiva futura do Brasil na produção mundial de Aves, Suínos e Bovinos. Fonte: FAO.

2. Caracterização da integração lavoura-pecuária regional

Os sistemas de produção de bovinos de leite da região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Oeste de Santa Catarina e Sudoeste do Paraná se caracterizam pela integração entre agricultura e pecuária. Dentro desse conceito, as áreas de lavoura dão suporte à pecuária por meio da produção de alimento para o animal, seja na forma de grãos, silagem e feno ou de pastejo direto, aumentando a capacidade de suporte da propriedade, permitindo uma produção mais estável de leite, proporcionando melhor distribuição de receita durante o ano.

Esta definição conceitual encontra dificuldades de aplicação prática em função do nível de intensificação destas propriedades, no que tange à lotação animal e ao uso do solo. Grande parte das áreas de pastagens perenes nestas regiões são de espécies dos gêneros *Cynodon*, com destaque para os híbridos tifton 68 e 85, do gênero *Pennisetum* com grande utilização o capim elefante, do gênero *Paspalum* onde a conhecida grama “forquilha” (pensacola) era utilizada com pastejo contínuo nos chamados “potreiros” e do gênero *Urochloa* mais popular a *Brachiarias brizanta* (FONTANELI et al., 2012).

O clima destas regiões permite que nas áreas de pastagens perenes de verão sejam implantadas culturas anuais de inverno mediante sobresseadura, o que

proporciona maior tempo de utilização da área quando comparada às áreas com pastagens anuais de inverno e verão. As espécies hibernais anuais que podem ser utilizadas são aveias, azevém, trevos e trigo de duplo propósito. Nas pastagens perenes, como o sistema radicular já está desenvolvido, ocorre rápido rebrote no início da estação preferencial. Outro benefício é percebido pela maior profundidade das raízes, que em períodos de estiagens, podem absorver água e nutrientes em camadas mais profundas, melhorando o desempenho produtivo destas culturas.

O pastejo normalmente encontrado nestas áreas é o rotativo com áreas fixas, o que dificulta a adequação de carga animal ou o ajuste do intervalo entre pastejos. Nestas situações é comum observar situações de super ou subpastejo, causando redução na produtividade do pasto e potencializando o efeito da compactação do solo.

A disponibilidade de água e sombra na área favorece a ambiência animal, o que melhora os índices produtivos, além de reduzir a demanda de mão-de-obra. Apesar do gado ficar por grande período de tempo na área, a existência de sombra diminui o caminhamento dos animais, bem como a correta alocação de aguadas na área reduz o deslocamento por grandes distâncias, reduzindo a demanda por energia a aumentando a produção de leite. Ainda, a permanência dos animais por tempo integral, saindo somente para a ordenha, faz com que os dejetos deixados na pastagem aumentem

os valores de matéria orgânica, a atividade biológica e a ciclagem de nutrientes.

Quanto à qualidade do solo, é perceptível que as áreas de pastagem perenes se sobressaem às de pastagens anuais. Um dos principais motivos desta situação é o incremento nos resíduos vegetais, como talos e folhas, principalmente quando manejadas com altura excessiva, gerando muitos resíduos dependendo de roçadas para adequação da altura. Normalmente, isso ocorre em períodos do verão com calor excessivo e chuvas a vontade fornecendo mais volumoso que o demandado pelos animais. Outro motivo é pelo não revolvimento do solo o que favorece o acúmulo de matéria orgânica.

Segundo Haynes e Willians (1993), este aumento inicialmente é mais pronunciado nas camadas superficiais do solo e, dependendo do manejo e da espécie cultivada, pode chegar até 20 cm de profundidade. O aumento da matéria orgânica no solo resulta em melhorias nas características físicas, como a formação de agregados, e químicas do solo, evidenciadas pelo aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) e maior suprimento de nutrientes. O efeito do resíduo vegetal sobre o solo parece ser o principal contribuinte para a manutenção de condições físicas mais favoráveis em solos de sistemas pastoris. A manutenção de palhada sobre o solo auxilia na dispersão das cargas compactadoras do pisoteio animal, ao impedir o contato direto com o solo. Ainda, considerando que os invernos da região sul do Brasil são caracterizados por períodos de elevada precipitação pluviométrica, é plausível que áreas de sobressomadura de espécies hibernais de ciclo em pastagens perenes de verão sejam menos afetadas do que áreas de cultivo destas espécies em cultivo estreme.

As áreas de pastagens anuais podem ser utilizadas, alternando pastagens de inverno e verão, como também ocupadas no inverno com pastagem e no verão com cultivo de milho ou sorgo para silagem. As culturas hibernais mais utilizadas são as aveias, azevém e trigo de duplo propósito (**Figura 38**). Já as principais pastagens de verão são o milheto, o sorgo forrageiro e o capim sudão e seus híbridos (FONTANELI et al., 2012).

Nestas situações, o manejo deficiente do estabelecimento e no manejo das pastagens evidenciam os problemas de solo, como falta de cobertura, redução de matéria orgânica, erosão hídrica e compactação. A qualidade do solo é reduzida principalmente por elevada carga animal, falta de planejamento forrageiro e falta de equipamentos adequados para semeadura. Nas pequenas propriedades destas regiões a falta de semeadora é suprida pelo uso de grades niveladoras (Figura

46), o que agrava o problema, pois a incorporação dos resíduos culturais ao solo acelerando o processo de decomposição.



Figura 38. Áreas características de extração de matéria seca com colheita de silagem e pastagem anual de inverno. Fonte: Kaiser (2016).

Outro agravante é a formação do chamado “pé-de-grade” que é uma camada compactada formada abaixo da camada revolvida pelo uso de grade de discos. Ao coincidir a semeadura a lanço e revolvimento do solo com chuvas de alta intensidade certamente ocorrerá erosão, pois a infiltração de água no solo é reduzida pela camada de solo compactada e também pelo impacto das gotas de chuva que desagregam o solo. As partículas de solo obstruem os poros da camada superficial formando um selo que reduz a infiltração e acelera o processo de escoamento superficial agravando o transporte de solo e fertilizantes.

A utilização de semeadoras de plantio direto para implantação de culturas de inverno e verão certamente minimiza os problemas erosivos, observando também que o plantio deve ser feito em nível. O implemento adequando contribui ainda para melhor contato solo semente favorecendo a germinação, o estande e o espaçamento das plantas.

Muitas propriedades pela pequena área de terra e grande quantidade de animais cultivam pastagens

anuais de inverno e sobre a mesma área cultivam milho ou sorgo no verão para silagem, visto a grande demanda por volumoso. O problema está no aumento da compactação pela utilização repetitiva de áreas para a produção de silagem, aliado ao pastoreio hibernal com pouco resíduo, ou mínimo incremento de palha. O tráfego no momento da colheita de silagem é o mais intenso entre as atividades agrícolas, e normalmente não é observado o teor de umidade do solo, resultando em um aumento da compactação do solo.

A atividade de colheita de silagem em pequenas propriedades normalmente utiliza tratores com potência entre 75 e 100 cv, com peso aproximado de 4,5 a 6 toneladas, juntamente com a ensiladeira mais o vagão para armazenamento, a carga aumenta e as pressões são sucessivas (**Figura 39**). A repetição de passagem nas “cabeceiras” das áreas incrementa a carga sobre o solo aumentando o efeito da compactação em camadas mais profundas que a profundidade de trabalho dos implementos de preparo do solo (NOVAK et al., 1992).

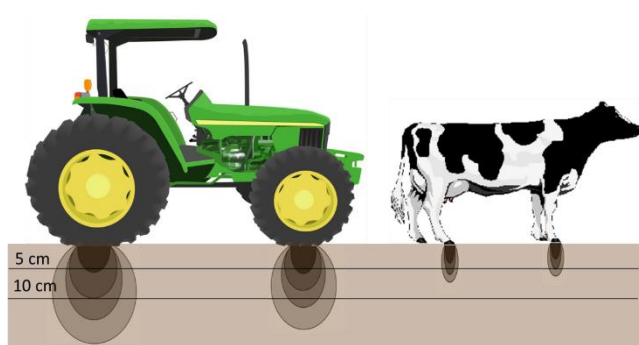


Figura 39. Representação da propagação da pressão em profundidade gerada por um trator e pelo casco do gado. Fonte: Kaiser (2016).

3. A compactação do solo: conceitos e problemas gerados

A compactação ocorre pela aplicação de pressão ao solo (**Tabela 7**). A profundidade que irá se propagar a compactação depende da massa e pressão aplicada sobre a superfície do solo (**Figura 39**). No caso dos pneus de máquinas agrícolas a área de contato é aumentada no intuito de dividir o peso, gerando menos pressão, mas as forças de deformação do solo se propagam a maiores profundidades. Já no caso dos cascos de animais a superfície de contato é pequena, gerando uma grande pressão, mas concentrada mais em superfície.

A compactação resulta em modificações na estrutura do solo, com aumento de densidade e da resistência mecânica ao crescimento das raízes das plantas (SOANE e VAN OUWERKERK, 1994; REICHERT et al., 2003). Reduções na porosidade, principalmente, da

macroporosidade, afeta diversos atributos do solo como a condutividade hidráulica, permeabilidade do solo e infiltração de água. Essas alterações físicas, provocadas pela compactação, afetam o fluxo ou a concentração de água, oxigênio, dióxido de carbono, nutrientes e temperatura, que podem limitar o crescimento e desenvolvimento das plantas (LETEY, 1985).

Tabela 7. Pressão estática gerada pelo gado e por pneu de um trator de 75 CV.

Agente compactador	Peso médio (kg)	Área de contato (m ²)	Pressão (kPa)
Gado*	500	0,01(P)	122,5(P)
Trator**	3540	0,1(D) 0,2(T)	57,9(D) 52,1(T)

(P) área de contato e pressão por pata. * Fonte: valores calculados com base em Watkin & Clements (1978). **Trator (75 cv): pneu dianteiro (D) n° 12.4-24 R1 e traseiro (T) 18.4-30 R199 (40 % D e 60 % T); Fonte: Cortez et al. (2014).

Nas atividades agrícolas a profundidade de compactação é variável, pois depende do manejo e do maquinário utilizado. Normalmente no sistema plantio direto, sem a presença de pisoteio animal, a camada com maior compactação localiza-se de 8 a 15 cm de profundidade, visto o incremento de matéria orgânica, presença de palha e descompactação pelos mecanismos sulcadores de semeadura. Já no sistema convencional a camada compactada localiza-se entre 20 a 30 cm, ficando abaixo da camada arável, visto que na ocasião de uma aração com arado de disco um dos pneus permanece dentro do sulco podendo compactar até um terço da largura de trabalho. Assim, a profundidade de compactação é variável com as especificações da máquina e seu rodado, condições de solo, número de vezes em que o solo é trafegado e com seu histórico de pressões, além do manejo. Na **Figura 40** pode ser observado um perfil cultural mesmo esta imagem sendo de outro local ou até mesmo de sistemas diferentes ela pode representar algo como: (i) a camada compactada mais profunda advinda do preparo convencional; (ii) formação mais recente da compactação gerada pelo plantio direto; e (iii) solo menos compactado pelo revolvimento dos mecanismos das semeadoras e pelo incremento de palha e matéria orgânica no plantio direto.

A compactação gerada pelo pisoteio animal concentra-se na superfície, na camada de 0 a 10 cm, de acordo com Cohron (1972), os bovinos exercem em média, uma pressão de 170 kPa por casco, podendo atingir uma penetração do solo da ordem de 12 cm. A carga estática exercida pelos bovinos tem sido estimada por Watkin & Clements (1978) como variável entre 112 e

165 kPa; (1,142 e 1,682 kgf cm⁻², respectivamente), que depende do porte do animal. Essa compactação modifica a estrutura do solo, afeta a taxa de infiltração de água no solo, principalmente quando se maneja de maneira inadequada o sistema de integração lavoura-pecuária (FREGONEZI et al., 2001). A compactação não é só aumentada pelo pisoteio animal, mas também pela ação de máquinas e implementos, como as ocorridas durante a colheita de silagem, ambas situações favorecidas pela utilização da área sob condição de solo úmido (PROFFITT et al., 1993) (**Figura 41**).



Figura 40. Perfil cultural identificando camadas compactadas advindas do plantio convencional (Prof. 20 a 25 cm) e a compactação gerada no plantio direto (8 a 15 cm). Fonte: Pioneer (<https://www.pioneer.com/home/site/us/agronomy/library/soil-compaction/>).

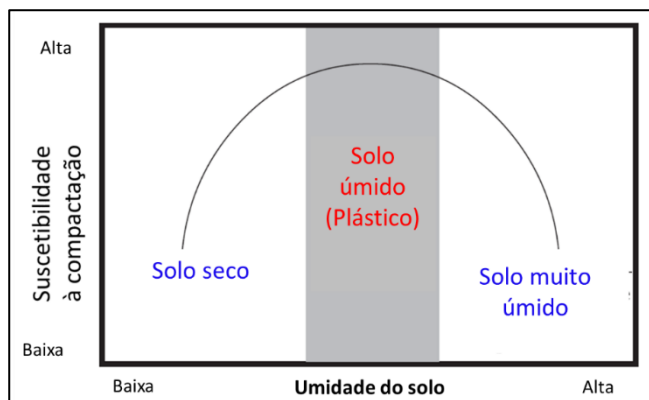


Figura 41. Teor de umidade do solo e suscetibilidade à compactação. Fonte: Kaiser (2016).

Na integração lavoura-pecuária, o controle da carga animal e o tempo de permanência na área podem determinar o resíduo, ou seja, a quantidade de palha que permanecerá sobre o solo. O planejamento do número de animais e também das áreas e épocas de pastejos são de muita importância para a minimização do efeito da compactação. Estudos feitos apontaram que a redução do intervalo de pastoreio de 28 para 14 dias diminuíram significativamente a macroporosidade e a porosidade total na camada superficial (0–5 cm), pas-

sando de 0,11 para 0,07 e de 0,56 para 0,51 m³ m⁻³, respectivamente (LANZANOVA et al., 2007). Neste mesmo trabalho os autores apontam a necessidade da rotação de cultura e manejo da pastagem, com redução de carga animal e aumento da frequência de pastejo. Vale considerar que o valor crítico para macroporosidade menor que 0,10 m³ m⁻³ já é consolidado na comunidade científica (REICHERT et al., 2007).

Os solos da região são em sua grande maioria ocupados por Latossolos (ou Nitossolos), Cambissolos (ou Chernossolos) e Neossolos (FINK; PEDRON, 2015). Normalmente encontram-se associados, com grande dependência do relevo. Quanto mais plano for o relevo, maior a ocorrência de Latossolos. As características principais deste solo na região é o elevado teor argila, tornando-o mais suscetível a compactação. Estudos verificaram que o pisoteio animal causava sérios problemas de compactação nos solos de textura argilosa, diminuindo o espaço poroso e a aeração, aumentando a densidade do solo e ocasionando uma redução na produtividade das pastagens (TANNER e MAMARIL, 1959). No entanto a compactação em pastagem com uso intensivo concentra-se na superfície localizando-se até 10 cm de profundidade, esse fato foi observado por Collares et al. (2005), com pisoteio por bovinos de leite em solos com teor de argila variando de 41,1 a 70,2%.

Visando melhorar a qualidade de solo e minimizar os efeitos da compactação, além de observar os fatores citados anteriormente deve ser observado a adequação da carga animal, evitando colocar os animais para pastejarem em condições de solo muito úmido e retirar o gado imediatamente ao atingir a altura do resíduo. Ao final do ciclo de pastejo deve ser planejado um período para recuperação da quantidade de massa verde que será primordial para a cobertura de solo e aumento de matéria orgânica. Esses dois fatores são os principais responsáveis em minimizar os efeitos da pressão gerada sobre o solo (BRAIDA et al. 2006).

A quantidade de resíduos deixados também pode afetar a produtividade das culturas em sucessão. Afirmção feita por Assmann et al. (2003) que no sistema de integração lavoura-pecuária, tem-se a necessidade de acumular grandes quantidades de resíduos vegetais sobre o solo, no período pós-pastejo para assegurar altas produtividades da cultura do milho. Situação comprovada por Trogello et al. (2012) em um experimento localizado no município de Pato Branco – PR, onde testou alturas de resíduo, encontrando produções satisfatórias com altura de 0,15 e 0,30 m, mas com redução de rendimento de aproximadamente 2,01 Mg ha⁻¹, entre o tratamento mais pastejado (0,05 m) e o não pastejado. Este trabalho aponta que a alta pressão de pastejo em

área de culturas anuais de inverno não chega a propiciar uma quantidade de palha adequada afetando a produtividade da cultura em sucessão.

Apesar de ser uma situação diferente desta região Mello et al. (2004), em uma área de pivô central no município de Pereira Barreto – SP, analisaram a quantidade de resíduo de pastagens de verão (sorgo), com alta carga animal e em três pastejos (cada 28 dias). O aproveitamento de massa seca acumulada foi de 21,26 Mg ha⁻¹ e a quantidade acumulada de resíduos de plantas deixados sobre o solo foi de 9,86 Mg ha⁻¹. O autor considerou suficiente para a manutenção do plantio direto a quantidade de resíduo aportado anual de massa seca, onde considerou o valor de 10 Mg ha⁻¹ como referência.

Cabe ressaltar a grande importância da presença de palha na superfície do solo, pois a mesma dissipa a energia que causa a compactação. Por isso que o planejamento da atividade é importante, para não exceder a carga animal e deixar o solo sem cobertura. A presença da palha foi também evidenciada em um estudo realizado sob um Argissolo onde mostrou o efeito em reduzir a resistência à penetração com 12 Mg ha⁻¹ de palha de milho na superfície, onde a compactação foi propagada até 10 cm de profundidade, no entanto quando o solo estava sem palha, o efeito chegou até 50 cm, após seis passadas de um trator de aproximadamente 5 toneladas (BRANDT, 2005). Esse tráfego de máquina testado foi intenso, mas durante a colheita de silagem pode gerar situação parecida, pois com espaçamento de plantio de milho a 90 cm, quase toda área recebe uma passada do trator mais o vagão de transporte. Se o espaçamento for reduzido para 50 cm e a ensiladeira somente cortar uma linha, o número de passadas pode se aproximar a 2 passada do conjunto.

Alguns problemas ambientais podem ser proporcionados indiretamente pela compactação. Um dos principais é o aumento do escoamento superficial, que pode aumentar o carreamento de sedimentos, fertilizantes e agrotóxicos das lavouras para os cursos d'água. Se por um lado a compactação aumenta a coesividade do solo, proporcionando menor desprendimento de partículas pela erosão, por outro, com o incremento do escoamento e concentração da enxurrada em sulcos, pode haver energia suficiente para o cisalhamento e desagregação de partículas. O problema se agrava pela continuidade da precipitação e aumento da umidade do solo próximo à saturação. Esses problemas são agravados pela baixa utilização de práticas conservacionistas, eliminação da palha em superfície, redução da rugosidade superficial, entre outras (VOLK et al., 2009).

4. Ferramentas e indicadores para diagnóstico da compactação

4.1. Amostras indeformadas

A coleta de solo por meio de amostras com estrutura preservada pode ser um indicador para diagnóstico da compactação. Pois somente com uma amostra teremos os valores de porosidade total, macro e microporosidade, além da densidade do solo. Entretanto, as respostas das culturas estarão relacionadas ao nível de resistência que o solo oferece ao crescimento radicular e com isso ligadas às condições climáticas durante a estação de desenvolvimento das culturas.

Para realizar este tipo de amostragem do solo são necessários anéis de aço inox de aproximadamente 6 cm de diâmetro e 3 cm de altura, que pode ser feito por um bom serralheiro. Com eles podem ser feitas várias amostras na área e em diferentes profundidades. Alguns cuidados são importantes na coleta, como: fazer a identificação da amostra; não alterar a estrutura do solo pelo excesso de batida durante a coleta ou também deixar faltando solo no anel, ou seja, a amostra de solo deve coincidir com o volume do anel; e acondicionar muito bem as amostras para o transporte até o laboratório, para que mantenha a estrutura.

Para realizar a continuidade das análises o laboratório deve ter algumas bandejas, uma balança de precisão (0,00 g), uma mesa de tensão e uma estufa (105°C). Um tipo de mesa de tensão que possui um bom custo benefício é a de coluna com areia, mas para bom funcionamento é preciso buscar ajuda de uma pessoa capacitada para sua montagem. Na **Figura 42** estão apresentados alguns procedimentos e equipamentos utilizados no campo e no laboratório.

Entre os indicadores de compactação obtidos nesta análise, merecem destaque a densidade do solo e a macroporosidade. Os limites críticos de densidade para o crescimento das raízes das plantas são dependentes da textura do solo (**Tabela 8**).

Para a macroporosidade valor abaixo de 0,10 m³ m⁻³ pode ser considerado como crítico ao crescimento de raízes, pois reduz as trocas gasosas e a quantidade de oxigênio, e também por dificultar o crescimento aproximando-se da totalidade de microporos (REYNOLDS et al. 2002; BENGOUGH et al. 2011). Este valor serve de referência, mas sabe-se que fendas, bioporos e macroporos favorecem o crescimento. Cabe salientar que quanto mais baixo for este valor pior será a situação estrutural do solo. Com impedimento ao crescimento de raízes, baixa infiltração de água e menor disponibilidade de água as plantas.



Figura 42. Coleta e preparo de amostras de solo com estrutura preservada: inserção do cilindro ao solo com o extrator (A), extração do cilindro com auxílio de espátula (B), amostras de solo saturada, com o fundo revestido por tecido voál e balança (C), e mesa de tensão com areia (D). Fonte: Pellegrini (2015).

Tabela 8. Valores de densidade do solo considerados restritivos ao crescimento radicular das culturas agrícolas. Fonte: Reichert et al. (2003).

Classe textural	Densidade do solo (g cm ⁻³)
Argiloso	1,30 – 1,40
Franco argiloso	1,40 – 1,50
Franco arenoso	1,70 – 1,80
Franco siltoso	1,56

4.2. Resistência do solo à penetração

A utilização de penetrômetro para o diagnóstico de camadas de impedimento ao crescimento radicular está mais difundido atualmente, do que o uso de amostras indeformadas. Mesmo com o elevado valor do equipamento, muitas empresas de agricultura de precisão estão utilizando esta técnica, principalmente pela facilidade de realização dos levantamentos a campo. No entanto, alguns diagnósticos podem ser equivocados se não considerar a umidade do solo, pois a mesma tem relação inversa com a umidade, ou seja, a medida

que o solo vai perdendo umidade os valores de resistência à penetração irão aumentar exponencialmente.

O limite crítico de resistência à penetração utilizado como referência é de 2 MPa (TAYLOR et al., 1966). Este valor indica que abaixo deste limite não haverá limitação ao crescimento das raízes das plantas, mas não significa que acima deste valor o solo está compactado, pois poderá só estar com baixa umidade. Segundo resultados obtidos por Kaiser (2010) avaliando diferentes formas de manejo do solo durante o ciclo de desenvolvimento da cultura do milho, houveram oscilações de resistência do solo à penetração (RP) que dependeram muito da umidade, com vários períodos ultrapassando os 2 MPa, mas o manejo do solo foi o mais determinante para isso. A recomendação é que seja feita a determinação da umidade do solo, no caso da não realização é melhor que as avaliações com penetrômetro sejam feitas com valores de umidade do solo mais próximos a capacidade de campo. Assim se for diagnosticado valores acima de 2 MPa com essa umidade, as plantas certamente passarão por períodos maiores com limitação de crescimento de raízes.

Na **Figura 43**, está mostrando o uso de um penetrômetro a campo. No centro, estão apresentados os valores de resistência à penetração em profundidade, em dois manejos de solo (escarificado e plantio direto) e três cargas animais (76, 91 e 111 UA/ha – dois pastejos de 12 horas cada). Esses resultados foram avaliados em um experimento localizado em uma propriedade no município de Erval Seco-RS, sob um Latossolo muito argiloso, o qual foi constituído com três blocos, três subparcelas, três repetições de RP, em dois períodos, totalizando 54 avaliações em cada tratamento. Os resultados apontam que houve influência da escarificação até 25 cm de profundidade. O incremento de carga animal contribuiu para aumentar os valores de RP, principalmente no sistema escarificado com incremento até 9 cm e obtendo os maiores valores a aproximadamente 5 cm. Isso mostra que não será duradouro os efeitos da subsolagem se for utilizada alta carga animal sobre o solo.

Também são apresentados os resultados (**Figura 43**) de um experimento que aplicou seis níveis de compactação em um Latossolo em Jaboticabal – SP. Esses valores foram obtidos através do incremento de peso e do número de passadas de máquinas, mostrando a influência direta da RP na produtividade do milho (FREDDI et al., 2007).

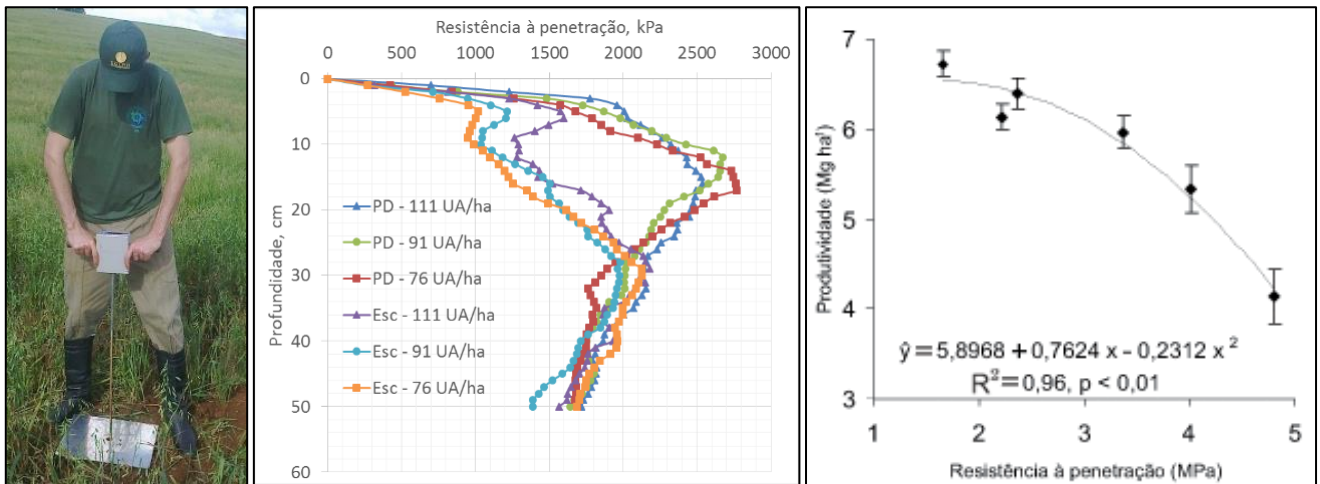


Figura 43. Resistência do solo à penetração (RP): (esquerda) utilização do penetrômetro a campo; (centro) situação de RP no sistema plantio direto e escarificado com três carga/animal (Fonte: Pellegrini, 2016) e a direta produtividade do milho em seis níveis de compactação (Fonte: Freddi et al. 2007).

4.3. Raízes e produtividade

A extensão das raízes no solo pode ser inibida por condições físicas e químicas não favoráveis. As propriedades físicas do solo que afetam o crescimento radicular são a combinação do impedimento mecânico e a falta de água no solo (BENGOUGH et al., 2011). Com relação às propriedades químicas, o alumínio (Al) tóxico ou a deficiência de cálcio (Ca) causam a morte ou deformações nas raízes de várias plantas (ADAMS; MOORE, 1983).

As condições físicas que limitam a proliferação das raízes no solo são frequentemente relatadas em camadas compactadas, certamente em manejos de solo com alta densidade, baixa macroporosidade e impedimento mecânico grande o suficiente para reduzir o crescimento. Quando essa camada está presente, muitas vezes o desenvolvimento radicular no solo só pode ocorrer em fraturas ou bioporos com menor resistência ao crescimento (BENGOUGH et al., 2011).

Por estes motivos que a visualização da distribuição do sistema radicular no perfil de solo é um bom indicador da situação de compactação. Isto pode ser feito por meio da abertura de uma trincheira perpendicular à linha de semeadura a uns 3 cm de uma planta. O centro da trincheira deve coincidir com a planta (linha de semeadura) com largura até o meio da linha de cultivo. A profundidade ideal para analisar o sistema radicular de plantas agrícolas e pastagens fica em torno de 30 a 40 cm. Posteriormente com o auxílio de um objeto pontiagudo devem ser expostas as raízes em todo o perfil cultural sem danificá-las. A época de realização deste método é no pleno desenvolvimento da cultura, situação encontrada próxima ao florescimento das culturas.

As principais vantagens deste método são: custo baixo; visualização imediata; e considera a planta como

indicador. As desvantagens são: alta exigência de trabalho; necessidade de repetições; e pode apresentar diagnóstico errado se o impedimento for químico. Ainda este método pode ser empregado por técnico ou agricultores para um simples diagnóstico de campo, mas também pode ser utilizado em pesquisa quando desenvolvido com maior detalhamento (Figura 44).

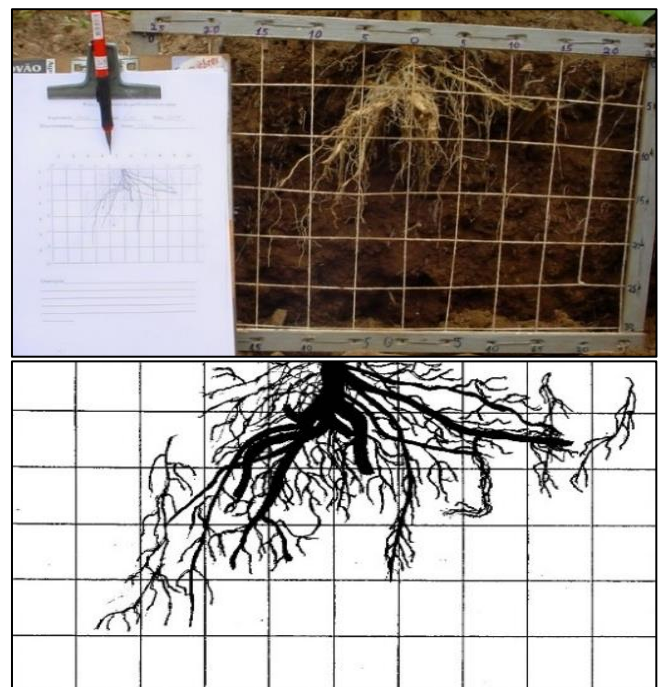


Figura 44. Descrição do perfil cultural para diagnóstico de camadas de impedimento ao crescimento radicular. Fonte: Pellegrini (2006).

A produtividade é o resultado da interação de fatores genéticos, de solo, de clima e dos tratamentos culturais. Por isso que utilizar somente a produtividade como diagnóstico de compactação pode ser equivocado. Nor-

malmente os efeitos da compactação são potencializados em anos com déficit hídrico, pois a falta de chuva juntamente com o solo compactado proporciona baixa quantidade de água disponível para as plantas.

5. Manejo do solo: medidas para reduzir a compactação do solo

O manejo do solo adequado do solo é essencial a sustentabilidade do sistema, com isso também pode ser conseguido alta produtividade. No entanto como em muitas propriedades ocorre um manejo exploratório do solo, com a retirada de todo resíduo vegetal, pode ser encontrada situações extremas de compactação. Antes de decidir pela escarificação mecânica do solo é necessário realizar algumas avaliações dos níveis críticos em que se encontra a área. Quanto mais informações forem levantadas menor será os erros na tomada de decisão.

Muitos agricultores adotam a escarificação como medida de redução de compactação, mas continuam deixando pouca quantidade de resíduos, não fazem rotação de cultura, assim degradam a qualidade do solo ao longo do tempo.

Há de se salientar, no entanto, que o ajuste da carga animal é um ponto fundamental na redução da compactação do solo em áreas pastoris. Neste sentido, embora esteja evidenciado na literatura que a integração de soja – bovinos de corte proporciona vantagens às duas atividades, o uso intensivo do solo em sistemas integrados de agricultura e pecuária leiteira representa um desafio em termos de manejo da pastagem.

5.1. Ajuste de lotação e manejo da pastagem

Em um ecossistema pastoril, o equilíbrio é determinado pela interação entre agentes que apresentam funções e objetivos divergentes (**Figura 45**). De um lado, o animal busca extrair a maior quantidade possível de nutrientes das plantas forrageiras, com o objetivo atender às suas necessidades nutricionais. Por outro lado, a planta busca garantir seu pleno desenvolvimento, culminando com a reprodução e perpetuação de sua espécie.

Em meio a este conflito de interesses, o solo aparece como principal mediador dos processos, pois além de condicionar o desempenho dos outros agentes, ele também sofre o efeito de cada um deles. Assim, fica evidente que, para que o equilíbrio do ecossistema seja alcançado, é fundamental conciliar as necessidades de cada um destes agentes.

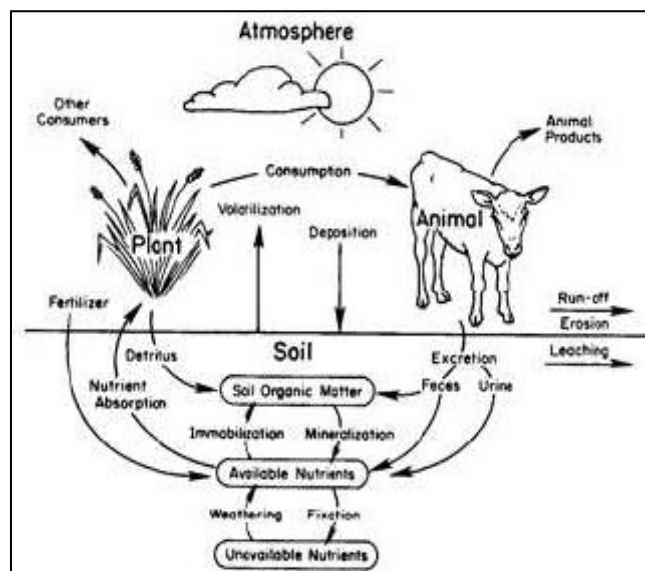


Figura 45. Fluxo de nutrientes no ecossistema pastoril. Fonte: Wilkinson e Lowery (1973).

O manejo racional da pastagem deve ser encarado como a busca da maximização da colheita de nutrientes pelo animal em curto, médio e longo prazo, dentro do ecossistema em que ele habita. O foco na produtividade de curto prazo tem sido apontado como a causa principal da degradação dos ecossistemas pastoris (CARVALHO et al., 2007). A abordagem de médio e longo prazo em um sistema pastoril não pode, evidentemente, ficar a cargo do animal, sendo de exclusiva responsabilidade do manejo da pastagem.

Em sistemas de integração lavoura-pecuária, o manejo racional é pautado pela modulação da intensidade do pastejo animal, que influencia na quantidade e na qualidade da dieta ingerida pelo animal e no seu desempenho. Da mesma forma, ao modular a intensidade de pastejo por meio da manipulação da oferta de forragem, pode-se garantir uma adequada cobertura do solo, o que associada às taxas de lotação moderadas minimiza o efeito do animal na compactação do solo.

Este modelo conceitual é aplicado na maioria dos sistemas de integração lavoura-pecuária discutidos na literatura (CARVALHO et al., 2007), com expressivo sucesso. Neste conceito, a definição da oferta de forragem parece ser a principal condicionante do impacto do animal no sistema, muito mais do que as demais ações de manejo (CARVALHO et al., 2005).

Nos sistemas de integração lavoura-pecuária leiteira, cuja situação atual foi descrita anteriormente, a lógica deste modelo conceitual se inverte, pois, o determinante da oferta de forragem acaba sendo a produção de forragem e, em mesma proporção, a taxa de lotação determinada pelo rebanho da propriedade. Isto dificulta o manejo racional da pastagem pois os rebanhos

numerosos, associados às pequenas propriedades, proporcionam taxas de lotação e de ocupação das áreas muito acima do ideal para a manutenção do equilíbrio do ecossistema pastoril.

Neste sentido, o manejo de pastagens com elevadas taxas de lotação é uma realidade das propriedades leiteiras cujos rebanhos são alimentados em regime de pastejo. Manejar racionalmente pastagem nestas condições não depende apenas da manipulação da oferta de forragem, mas de um conjunto de medidas que envolvem toda a dinâmica da propriedade. Dentre as medidas mais importantes, podemos citar o planejamento da sucessão de culturas, o plantio direto, subdivisão do rebanho em categorias, divisão das áreas de pastejo e rotação de áreas e culturas para produção de forragem conservada.

O planejamento da sucessão das culturas deve ser feito com o objetivo de maximizar de forma racional o uso do solo, reduzindo a ociosidade das áreas, bem como distribuindo o tempo de ocupação das áreas ao longo do ano pelos animais. Também, evita que atividades potencialmente prejudiciais ao ecossistema sejam praticadas sequencialmente, como a sucessão de cultivos de milho para produção de silagem, por exemplo. Neste planejamento deve-se evitar ao máximo a manutenção de áreas de solo descoberto, podendo ser adotadas medidas como a sobressemeadura de espécies forrageiras na fase final do ciclo de culturas de grão, ou o cultivo de forrageiras formadoras de bancos de semente no solo, como o azevém e os trevos anuais.

O planejamento da sucessão de culturas só terá o efeito esperado se for acompanhado da prática do plantio direto, seja para as culturas de produção de grãos ou para as forrageiras. Esta prática garantirá a existência de palhada sobre o solo, contribuindo significativamente na dispersão das cargas proporcionadas pelo pisoteio animal e reduzindo seu efeito compactador. Neste sentido, o manejo do pastejo com ofertas de forragem variável, sendo menores no início do desenvolvimento do pasto e maiores ao final, pode maximizar o consumo de forragem de boa qualidade pelo animal e ainda condicionar um bom resíduo de palha ao final do período de pastejo.

A subdivisão do rebanho em categorias é outra prática importante no manejo racional do ecossistema pastoril, pois permite que os recursos forrageiros sejam destinados de forma mais adequada às exigências de cada categoria do rebanho. Fundamental para racionalizar o consumo de frações de forragem com qualidades distintas, esta subdivisão também permite a alocação diferenciada de animais em áreas potencialmente mais sensíveis, como locais mais úmidos, com menor cobertura vegetal ou mais propensos à degradação,

como áreas íngremes e encostas. Também permite a variação nas ofertas de forragem, aumentando a oferta de forragem para categorias mais exigentes e reduzindo a oferta de categorias menos exigentes, permitindo que com a mesma oferta média de forragem se tenha produtividades mais elevadas.

Ao associar-se esta prática com a subdivisão das áreas de pastejo, temos a complementação de atividades de manejo nutricional do rebanho e de conservação do solo. É importante ressaltar que esta subdivisão de áreas de pastejo não consiste, necessariamente, na adoção do método de pastejo rotacionado, uma vez que tanto este quanto o método de pastejo contínuo com lotação variável apresentam boas condições de aplicação em sistemas integrados de agricultura e pecuária. A subdivisão das áreas de pastejo, além de permitir que categorias animais diferentes utilizem a pastagem em intensidades variáveis, permite a preservação de áreas de solo mais sensíveis à degradação em momentos críticos, como longos períodos chuvosos, por exemplo. Ainda, esta subdivisão permite maior capacidade de rotação entre culturas e atividades no decorrer do ano agrícola, contribuindo para o uso mais racional do solo.

A rotação de áreas e culturas para a produção de forragem conservada aparece como uma estratégia fundamental na manutenção do equilíbrio do ecossistema em sistemas integrados de agricultura e pecuária leiteira. É inquestionável a importância da forragem conservada na nutrição e no forrageamento de bovinos leiteiros, como também são indiscutíveis os efeitos da remoção da totalidade das culturas sobre a cobertura do solo.

Neste sentido, a rotação das áreas, objetivando uma recomposição rápida da cobertura do solo, bem como o uso da sobressemeadura de forrageiras ou o uso de espécies com potencial de ressemeadura natural pode minimizar os efeitos deletérios da produção de silagem sobre o solo. O uso de materiais alternativos para produção de silagem, como culturas de inverno, por exemplo, pode contribuir positivamente, pois nestes casos há maior sobra de material vegetal sobre o solo.

Por fim, é fundamental salientar que estas medidas só terão impacto positivo nos sistemas de integração agricultura-pecuária leiteira se os índices de lotação animal não continuarem em elevação. Considerando-se a situação atual destes sistemas, podemos concluir e a redução na intensificação destes sistemas pode ter impacto mais positivo no equilíbrio do sistema, uma vez que permitirá ao produtor a adoção de medidas mais eficazes, como o controle rígido das taxas de lotação e da intensidade do pastejo e do uso do solo.

5.2. Escarificação mecânica

A escarificação mecânica é uma medida que reduz a compactação do solo, no entanto o efeito desta é de curto prazo. Em diversos trabalhos que compararam o plantio direto com descompactação e sem, não apresentavam diferença em períodos superiores a um ano sobre a macroporosidade, densidade e resistência à penetração, mas ainda apresentando maior infiltração de água no escarificado.

Os resultados em um experimento avaliando o efeito do pisoteio animal e a escarificação do solo sob Latossolo Vermelho Distrófico, no município de Ibirubá -RS, Kunz et al. (2013) constataram que a escarificação não foi uma prática eficaz para reduzir o efeito da compactação do solo em estudo. Onde a altura de plantas e a produção de soja foram inferiores ao tratamento com pisoteio animal e sem pisoteio. Neste mesmo trabalho apesar de não medir a cobertura remanescente após a subsolagem foi relatado que este fato influenciou em menor conteúdo de água devido a evaporação, principalmente em anos de déficit hídrico, conforme ocorrido. No histórico da área a mesma vinha sendo cultivada por uma década no sistema de plantio direto de grãos em consórcio com forrageira. No entanto, a semeadura era realizada a lanco mais uma gradagem. Esta prática, juntamente com a subsolagem normalmente contribuem em reduzir a cobertura do solo, degrada a matéria orgânica e compacta ainda mais a camada de 8 a 15 cm, já citado como limitante no plantio direto (**Figura 46**).

A degradação da matéria orgânica do solo pela escarificação foi encontrada por Araújo et al. (2004) em um Latossolo Vermelho Distroférico com 66% de argila, 24% silte e 10% de areia no norte do Paraná. Houve redução no teor de matéria orgânica do solo de 2,57% para 2,14% somente com uma escarificação. Mostrando que o revolvimento do solo favorece a entrada de ar no solo contribuindo para a oxidação da matéria orgânica do solo (BAYER et al. 2003). Apesar da escarificação aumentar a aeração do solo na camada de 0 a 15 cm, os autores sugeriram não escarificar o solo, pois houve efeitos maléficos quanto a redução do intervalo hídrico ótimo na camada de 15 a 30 devido a maior resistência à penetração.

Em outro experimento avaliando o efeito da escarificação em um Latossolo Vermelho em Passo Fundo-RS, Vieira & Klein (2007) observaram que o revolvimento do solo não influenciou sua densidade, mas aumentou a condutividade hidráulica do solo saturado e a taxa de infiltração de água no solo, dois anos após o preparo, comprovando efeito residual. Os valores de densidade do solo foram de 1,42 e 1,40 Mg m⁻³ para o

plantio direto e para o plantio escarificado, respectivamente. Já os valores de taxa final de infiltração foram de 12,72 mm h⁻¹ no plantio direto e 27,07 mm h⁻¹ no solo escarificado. Contudo a metodologia aplicada com anéis concêntricos não analisa o efeito da cobertura do solo em evitar o selamento superficial, onde pode ser reduzida drasticamente a infiltração quando ocorrer chuvas de alta intensidade.



Figura 46. Área pós silagem com escarificação do solo e implantação de pastagem de inverno com gradagem, evidenciando em ambas a baixa aporte de resíduos vegetais. Fonte: Kaiser e Pellegrini (2016).

5.3. Escarificação biológica

A escarificação biológica é uma prática que utiliza plantas de cobertura de solo que possuem sistema radicular pivotante e agressivo. As plantas mais utilizadas nesta prática são o nabo forrageiro, guandu, crotalaria e feijão de porco. As raízes destas plantas têm maior facilidade para penetração em camadas de solo com maior densidade e após o ciclo de cultivo, com a decomposição das raízes, há a permanência de canais no perfil do solo que podem ser chamados de bioporos, os quais favorecem a estruturação do solo e redução da resistência à penetração para as próximas culturas usadas no plantio direto. Os benefícios das plantas de cobertura para a estrutura do solo estão melhor detalhados no Capítulo III deste livro (MORAES et al., 2016).

A prática de rotação de cultura é uma das premissas para o bom desenvolvimento do plantio direto. No

planejamento dos cultivos podem ser utilizadas essas plantas para minimizar os efeitos da compactação do solo. Dentre outras vantagens da rotação de culturas está a ativação da atividade biológica do solo, a redução de disseminação de pragas e de doenças, a eficiência no controle de plantas daninhas, a absorção diferencial de nutrientes ou mesmo da fixação de nitrogênio no sistema (VILELA et al., 2001).

A alternância de plantas de sistema radicular diferente (pivotantes e fasciculadas), proporciona a estruturação do solo e a construção de bioporos que se tornam mais estáveis que favorecem a mais o fluxo de água no solo e a infiltração de água em longo prazo do que a escarificação mecânica do solo (ABREU et al., 2004).

Calonego e Rosolem (2008) avaliando a estabilidade de agregados sob efeito da rotação de cultura e da escarificação do solo mostraram que o manejo mecânico da compactação do solo somado a ausência de plantas de cobertura antecedendo a soja promove redução da estabilidade dos agregados na camada de 0,05 a 0,10 m e que a recuperação da estrutura do solo só foi possível com a introdução de plantas de cobertura e plantio direto por três anos consecutivos.

Já Andreola et al. (2000) avaliando rotação de cultura e adubação orgânica e mineral constataram redução da densidade do solo, aumentos da macroporosidade e estabilidade de agregados quando utilizaram cama de aviário na dose aproximada de 5 T/ha em Nitossolo Vermelho com 55% de argila, em Chapecó-SC.

Em outro estudo Castro Filho et al. (1998) em um Latossolo Vermelho em Londrina-PR comparando plantio direto e convencional, após treze anos cultivo, detectaram valores de matéria orgânica na camada de 0 a 10 cm de 3,13 e 2,4% respectivamente. Esta diferença contribuiu em melhor agregação no plantio direto, onde a estabilidade de agregados foi maior principalmente quando rotação de culturas incluiu o milho.

Avaliando o efeito da escarificação mecânica e biológica em quatro áreas de agricultores no município de Santa Rosa-RS, em Latossolo de textura muito argilosa, Nicoloso et al. (2008) corroboram com os demais resultados, em que a subsolagem possui em efeito temporário. Sugerem que se for usar a escarificação mecânica deve ser associada o uso de rotação de culturas, e um exemplo foi o uso de nabo forrageiro. Os resultados deste trabalho apontam ainda que com o consórcio de nabo com aveia apresentou os melhores resultados de qualidade física do solo e de produtividade da soja na sucessão. Os benefícios estão associados com a quantidade de massa seca incrementada no sistema, que foi na ordem de 8 Mg ha⁻¹ no consórcio e de 4 Mg ha⁻¹ somente com aveia.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A melhoria das condições físicas do solo, só poderá ser estável ao longo do tempo quando associada às práticas de manejo que incrementam a quantidade de resíduos vegetais e a matéria orgânica do solo. Para que isso ocorra deverá ser controlado a carga animal para que tenha palha em quantidade suficiente para a proteção do solo contra a erosão, diminuição da evaporação de água no solo, menor variação de temperatura do solo, menor amplitude térmica do solo, boa atividade biológica e por consequência incremento de matéria orgânica. Também deve ser utilizado a rotação de culturas para pastagem e em áreas de produção de plantas para a ensilagem.

O acompanhamento da fertilidade física, química e biológica deve ser os pilares para manter o adequado funcionamento do sistema produtivo. Deve-se utilizar aplicação de doses de fertilizantes adequadas, e prezar pela conservação do solo e da água, pois contribui para o equilíbrio nutricional das plantas, refletindo em altas produtividades seja de volumoso ou de fitomassa para cobertura do solo.

O uso de escarificação do solo não deve ser uma prática sistemática, e deverá ser usada somente em condições específicas de elevados níveis de compactação do solo, onde o uso de culturas de cobertura do solo não é o suficiente para reduzir os problemas de compactação do solo. No caso de diagnósticos de elevada compactação do solo e optar pelo uso da escarificação mecânica, o técnico juntamente com o agricultor, deverão estar cientes das possíveis perdas de solo e degradação de matéria orgânica. Para que isso seja minimizado a escarificação deverá ser realizada em nível, evitar a gradagem excessiva, realizar a prática em épocas de chuvas menos intensas, ter terraços nas lavouras e deixar o menor período de tempo o solo descoberto.

O planejamento de rotação de culturas nas áreas de pastagem e de ensilagem deve ser visando o incremento de matéria orgânica para melhorar a qualidade do solo. Isto irá refletir em melhorias nas produtividades e na qualidade das pastagens, silagens ou fenos. O conjunto de boas práticas de conservação do solo e da água poderá favorecer melhoras nos índices produtivos do rebanho com adequados retornos econômicos.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S. L.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em Argissolo franco-arenoso sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 3, p. 519-531, 2004.

- ADAMS, F.; MOORE, B.L. Chemical factors affecting root growth in subsoil horizons of Coastal Plain soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 47:99-102, 1983.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 4, p. 857-865, 2000.
- ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, AP da. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 337-345, 2004.
- ASADY, G.H.; SMUCKER, D.R.P. Compaction and root modifications of soil aeration. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*53:251-254, 1989.
- ASSMANN, T. S. et al. Rendimento de milho em área de integração lavoura-pecuária sob o sistema plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 4, p. 675-683, 2003.
- BALBINOT JR. Et al. Integração lavourapecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. *Ciência Rural*, v. 39, n.6, p.1925-1933, 2009.
- BARBOSA SILVA, A. et al. Estoque de serapilheira e fertilidade do solo em pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 2, 2013.
- BASTOS, M.C. et al. Contaminação do solo e da água com medicamentos veterinários. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 101–154.
- BAYER, C. et al. Incremento de carbono e nitrogênio num Latossolo pelo uso de plantas estivais para cobertura do solo. *Ciência Rural*, v. 33, n. 3, p. 469-475, 2003.
- BENGOUGH et al. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip. 2011.
- BRAIDA, J.A. et al. Resíduos vegetais na superfície e carbono orgânico do solo e suas relações com a densidade máxima obtida no ensaio Proctor. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, n. 4, p. 605-614, 2006.
- BRANDT, A.A. **Propriedade s mecânicas de solo franco arenoso sob distintos sistemas de preparo, tráfego mecanizado e resíduos vegetais**. Santa Maria, RS: UFSM, 2005. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal de Santa Maria, 2005.
- CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Estabilidade de agregados do solo após manejo com rotações de culturas e escarificação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 4, p. 1399-1407, 2008.
- CARVALHO, P.C.F. et al. **Manejo de animais em pastejo em sistemas de integração lavoura-pecuária**. In: Paulo César de Faccio Carvalho; Anibal de Moraes; Reuben Mark Sulc. (Org.). *International Symposium on Integrated Livestock Systems*. Curitiba: UFPR, 2007.
- CARVALHO, P.C.F. **O manejo da pastagem como gerador de ambientes pastoris adequados à produção animal**. In: Simpósio sobre manejo da pastagem, Fealq, 2005.
- CASTRO FILHO, C. de; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, n. 3, p. 527-538, 1998.
- CLASEN, B.E. et al. Atividades agropecuárias e a contaminação da água e peixes com agrotóxicos. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 56–100.
- COHRON, G. T. Forces causing soil compaction. In: BARNES, K.K.; CARLETON, W.M.; TAYLOR, H.M.; THROCKMORTON, R.L.; VANDER BERG, G.E. **Compaction of agricultural soils**. Beltsville: ASAE, 1972. p.106-122.
- COLLARES, G. L. et al. Compactação superficial de Latossolos sob integração lavoura–pecuária de leite no noroeste do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural*, v. 41, n. 2, 2011.
- CORTEZ, J. W. et al. Evaluation the intensity of tractor traffic on some physical properties of an Argissolo Amarelo (Ultisol). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 3, p. 1000-1010, 2014.
- DE MOURA ZANINE, A. et al. Potencialidade da integração lavoura-pecuária: relação planta. *Revista Electrónica de Veterinária REDVET*. 2006.
- DEL DUCA, L. de J. A.; MOLIN, R.; SANDINI, I. **Experimentação de genótipos de trigo para duplo-propósito no Paraná, em 1999**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2000. 18 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 6).
- FONTANELI, R. S. et al. **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região Sul-brasileira**. Brasília: Embrapa Trigo, 2012.
- FREDDI, O.S. et al. Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:627-636, 2007.
- FREGONEZI, G.A.F.; BROSSARD, M.; GUIMARÃES, M.F.; MEDINA, C.C. Modificações morfológicas e físicas de um Latossolo argiloso sob pastagens. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.1017-1027, 2001.
- GARCIA, R.; et al. Forrageira utilizadas no sistema integrado agricultura-pecuária. In: ZAMBOLIM, L; SILVA, A. A. da; AGNES, E. L. (Eds.). **Manejo integrado: integração agricultura-pecuária**. Viçosa: UFV, p. 331-352. 2004.
- HAYNES, R.J.; WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling under grazed pasture. *Adv. Agron.*, 49 pp. 119–199, 1993.
- KAISER, D. R. **Estrutura e água em Argissolo sob distintos preparos na cultura do milho**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa de Maria, Santa Maria. 2010.
- KUNZ, M. et al. Compactação do solo na integração sojapecuária de leite em Latossolo argiloso com semeadura direta e escarificação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 6, p. 1699-1708, 2013.
- LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 31, n. 5, p. 1131-1140, 2007.
- LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. *Adv. Soil Sci.*, 1:277-294, 1985.
- LOURENZI, C.R. et al. Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 155–194.
- MARTIN, T. N. et al. Fitomorfologia e produção de cultivares de trigo duplo-propósito em diferentes manejos de corte e densidades de semeadura. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 40, n. 8, 2010.
- MELLO, L. M. M. et al. Integração agricultura-pecuária em plantio direto: produção de forragem e resíduo de palha após pastejo. *Engenharia Agrícola*, p. 121-129, 2004.
- MORAES, M.T. et al. Benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e**

- conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água.** Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 34-48.
- NICOLOSO, R. S. et al. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa. v. 32, n. 6, p. 2425-2433, 2008.
- NOVAK, L. R. et al. Efeito do tráfego de trator e da pressão de contato pneu/solo na compactação de um Latossolo Vermelho-Escuro Álico, em dois níveis de umidade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 27, n. 12, p. 1587-1595, 1992.
- PILLAR, V. D. et al. **Estado atual e desafios para a conservação dos campos**. Porto Alegre, 24 p. 2006.
- PITTA, C. S. R. **Produção animal e de grãos de trigo duplo-propósito com diferentes períodos de pastejo** Pato Branco, PR: UTFPR, 2009. 82 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2009.
- PROFFITT, A.P.B.; BENDOTTI, S.; HOWELL, M.R. & EASTHAM, J. The effect of sheep trampling and grazing on soil physical properties and pasture growth for a Red - Brown earth. **Aust. J. Agric. Soil Res.**, 44:317-331, 1993.
- RAO, S.C. et al. Potential grain and forage production of early maturing pigeonpea in the Southern Great Plains. **Crop Science**, Madison, v. 43, n. 11, p.2212-2217, 2003.
- REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 5, p. 49-134, 2007.
- REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. & BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência & Ambiente**, 27:29-48, 2003.
- REYNOLDS, W. D. et al. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1, p. 131-146, 2002.
- RUSSELL, R.S. Plant root systems. **McGraw-Hill Book Co., Ltd.**, London, 1977.
- SOANE, B.D.; van OUWERKERK, C. Soil compaction in crop production. Amsterdam: **Elsevier**, 1994. 660p.
- TANNER, C. B.; MAMARIL, C. P. Pasture soil compaction by animal traffic. **Agronomy Journal**, v. 51, n. 6, p. 329-331, 1959.
- TAYLOR, H.M.; ROBERTSON, G.M.; PARKER, J.J. Soil strength root penetration relations for medium to coarse textured soil materials. **Soil Science**, 102:18-22, 1966.
- TROGELLO, E. et al. Desenvolvimento inicial e produtividade da cultura do milho no sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Ceres**, v. 59, n. 2, p. 286-291, 2012.
- VIEIRA, M. L.; KLEIN, V. A. Propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1271-1280, 2007.
- VILELA, L. et al. **Benefícios da integração entre lavoura e pecuária**. Embrapa Cerrados, 2001.
- VOLK, L. B. S.; COGO, N. P. Relações entre tamanho de sedimentos erodidos, velocidade da enxurrada, rugosidade superficial criada pelo preparo e tamanho de agregados em solo submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1459-1471, 2009.
- WATKIN, B.R. & CLEMENTS, R.J. The effects of grazing animals on pastures. In: WILSON, J.R. (ed.) **Plant relations in pastures**. Melbourne: CSIRO, 1978. p. 273-289.
- WILKINSON, S. R. and LOWERY, R. W. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: BUTTLER, G. W. and BALLEY, R. W. (eds.). **Chemistry and Biochemistry of herbage**, Vol. 2. New York: Academic Press, 1973. p. 247-315.

BENEFÍCIOS DO USO DE INOCULANTES BACTERIANOS E OS IMPACTOS SOBRE O CONSUMO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS NO BRASIL

Paulo Ademar Avelar Ferreira¹, Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares², Rafael Dutra De Armas³, Wesley De Melo Rangel⁴ & Marciel Redin⁵

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: avelarufla@gmail.com. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Adjunto de microbiologia no Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia da Universidade Federal de Santa Catarina, SC. E-mail: crfsoares@gmail.com

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais da Universidade Federal de Santa Catarina, RS. E-mail: rafadut@gmail.com

⁴ Biólogo, Doutor em Microbiologia Agrícola, Pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: wesleyrangeu@gmail.com

⁵ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor de Agroecologia da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Rua Cipriano Barata, 47, Três Passos, CEP 98600-000, RS, Brasil. E-mail: marcielredin@gmail.com

INTRODUÇÃO

O nitrogênio (N) é o nutriente requerido em maior quantidade pelas plantas e as principais fontes de seu fornecimento são a matéria orgânica do solo, os fertilizantes nitrogenados, e a fixação biológica de nitrogênio (FBN).

Em virtude da matéria orgânica do solo não suprir as necessidades de N das culturas, a aplicação de fertilizantes nitrogenados minerais alcançou grandes dimensões em várias culturas agrícolas, levando ao aumento no custo de produção, o que tornou sua utilização restrita ou mesmo impraticável por pequenos agricultores. Além disso, a cadeia produtiva dos fertilizantes nitrogenados e o seu uso intensivo em solos agrícolas, ocasiona uma série de impactos ambientais que acarretam na liberação de gases do efeito estufa para a atmosfera bem como a contaminação dos recursos hídricos dos ecossistemas.

Embora na atividade agrícola a obtenção de maiores produtividades possa contribuir para a redução dos custos por unidade de produto, maiores níveis de produtividade exigem, geralmente, investimentos na adoção de tecnologia, inclusive fertilizantes nitrogenados, os quais refletem em um dos maiores custos para a produção agrícola. Dessa maneira, o manejo adequado da adubação nitrogenada associada com a FBN pode aumentar a produção da cultura, reduzindo os custos de produção e os impactos ambientais envolvidos na atividade agrícola.

Portanto, a FBN é caracterizada pelo processo de conversão do nitrogênio gasoso (N_2) em nitrogênio amoniacal (NH_3) por um grupo de microrganismos denominados bactérias diazotróficas. Essa alternativa supre, todo ou em parte, o N requerido pelas culturas, a custos muito mais baixos. Esse processo já vem sendo empregado com sucesso para a cultura da soja a partir da simbiose da planta com bactérias diazotróficas nodulíferas (popularmente conhecidas como rizóbios), reduzindo os custos com a utilização de fertilizantes nitrogenados.

Resultados de pesquisas demonstram que culturas como milho, arroz, cana-de-açúcar, trigo e feijão se beneficiam da FBN, sendo o grande desafio estabelecer um manejo adequado visando aumentar a eficiência, viabilizando sua utilização como fonte de N para as culturas.

Devido à existência de inúmeros fatores limitantes da FBN nessas culturas, a inoculação de sementes destas espécies com as bactérias diazotróficas ainda possui descrédito junto aos agricultores e técnicos. Em nenhuma região do País produtora de milho, arroz, cana-de-açúcar, trigo e feijão a inoculação de sementes é uma prática frequente e as recomendações oficiais de adubação geralmente ignoram ou são reticentes quanto à possibilidade de contribuição da FBN no atendimento à grande demanda de N por estas espécies vegetais. Como consequência, o mercado de inoculantes para estas culturas no Brasil é ainda insipiente, representando apenas 4% do mercado nacional, contra 95% dos inoculantes destinados à cultura da soja.

Assim como foi realizado para a cultura da soja, é importante, selecionar estirpes de bactérias diazotróficas que, além de eficientes no processo de FBN, sejam adaptadas a diferentes condições ambientais, como altas temperaturas, acidez e baixos teores de nutrientes no solo (principalmente Ca e P), o que permitiria sua utilização mais abrangente no país. Além das características citadas é essencial que as estirpes selecionadas apresentem estabilidade genética, o que garante a manutenção da sua eficiência no fornecimento de N para as culturas. Como consequência do emprego desta biotecnologia, possíveis impactos podem ser constatados no consumo de fertilizantes nitrogenados. Desta forma, nesse capítulo, serão apresentados os benefícios da inoculação de bactérias diazotróficas para várias culturas e serão discutidas as possíveis implicações para o consumo de fertilizantes nitrogenados no Brasil.

1. Caracterização e consumo de fertilizantes nitrogenados no Brasil

O grande desafio do setor agrícola nas próximas décadas será aumentar a produção de alimentos para atender o crescimento da população mundial, que estima-se que em 2050 alcançará aproximadamente 9,3 bilhões de pessoas. Dessa forma, a produtividade de cereais como o milho, arroz e trigo terá que aumentar entre 50 e 70 % para atender as necessidades alimentares mundiais.

O Brasil é um dos poucos países com grandes possibilidades de participar desse processo, pois possui tecnologias sustentáveis de produção para atingir incrementos de produtividade em muitas culturas (LOPES e BASTOS, 2007). Com aproximadamente 550 milhões de hectares de superfície agrícola potencial, sendo que desse total, 80 milhões são cultivados com lavouras anuais e perenes e 172 de milhões de hectares são pastagens, o país é o sexto maior consumidor de fertilizantes nitrogenados no mundo.

Desde o início dos anos 2000 até o ano de 2014 (Figura 47 a), houve um aumento considerável no consumo de fertilizantes nitrogenados quando se compararam os dados de 1,69 milhões de toneladas em 2000 e 3,87 milhões de toneladas em 2014, mas a produção nacional de fertilizantes foi praticamente a mesma nestes anos, ou seja, quase todo o aumento no consumo de fertilizantes nitrogenados teve que ser suprido por importações (CUNHA et al., 2014).

No ano de 2014, seguindo uma tendência de anos anteriores, a totalidade do consumo de fertilizantes nitrogenados no Brasil foi estreitamente relacionada com a produção total das principais culturas agrícolas naci-

onais (Figuras 47 b), sendo a cultura do milho responsável por 32% do consumo de fertilizantes nitrogenados seguida da cana-de-açúcar com 28%, do arroz com 6%, do feijão com 5%, do trigo com 5% e da soja com 4%, totalizando 80% dos fertilizantes nitrogenados consumidos no país.

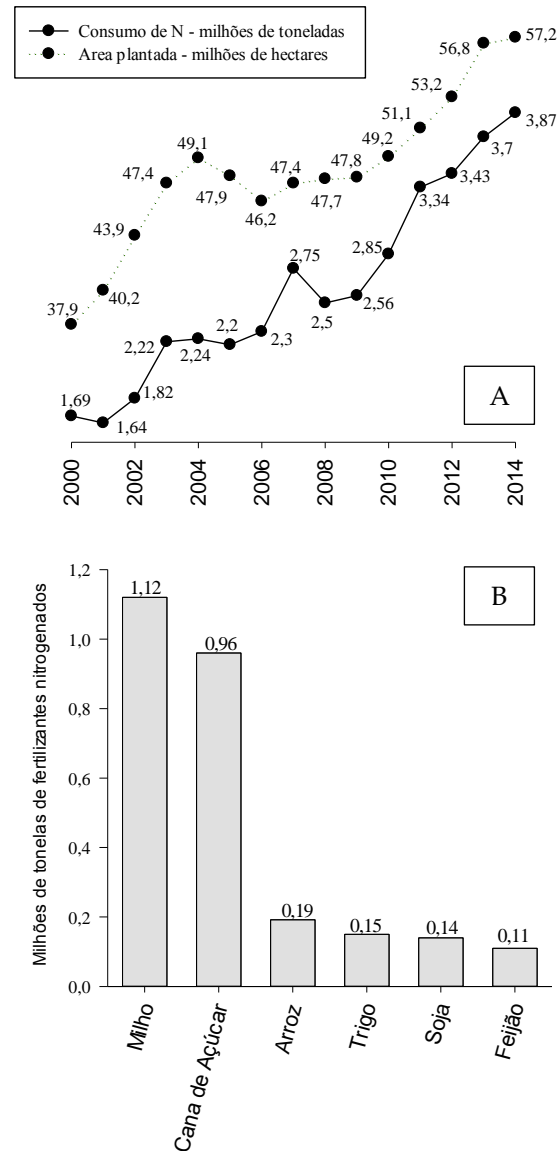


Figura 47. Panorama da utilização de adubação nitrogenada no Brasil. (A) Área plantada com grãos e consumo total de fertilizantes nitrogenados do ano de 2000 até o ano de 2014. (B) Consumo de fertilizantes nitrogenados, em milhões de toneladas, pelas principais culturas no ano de 2014.

O N é um dos elementos minerais mais importante para as plantas, fazendo parte de proteínas, ácidos nucleicos e muitos outros importantes constituintes celulares, incluindo membranas e diversos hormônios vegetais, sendo fundamental para o crescimento e o desenvolvimento das plantas, participando direta ou indiretamente de inúmeros processos bioquímicos.

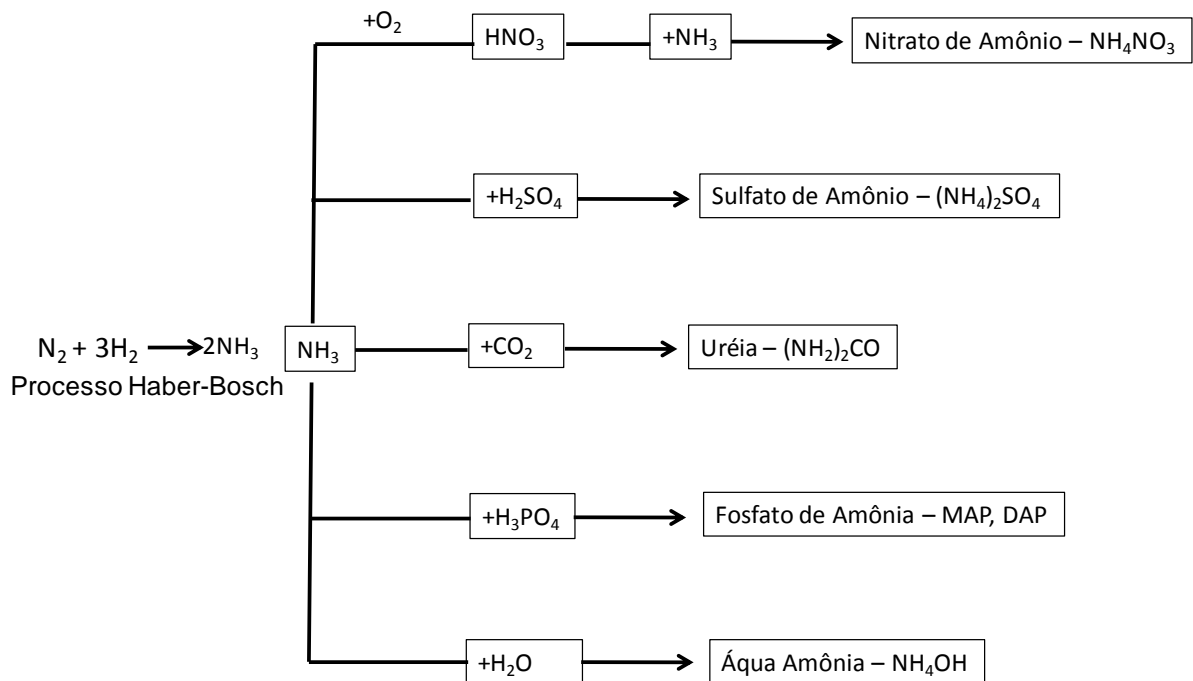
Embora presente em grande concentração na atmosfera na forma de N_2 (78%), nenhum animal ou vegetal consegue assimilá-lo diretamente devido à estabilidade da tripla ligação existente entre os dois átomos, constituindo um fator limitante para a produção agrícola.

O nitrogênio utilizado pelas culturas pode ser oriundo de fontes como fertilizantes nitrogenados, matéria orgânica ou fixação biológica de nitrogênio. Os principais fertilizantes nitrogenados são sintetizados a partir do nitrogênio atmosférico, em um processo industrial (Haber-Bosch) que apresenta alto custo econômico. Este processo de transformação do nitrogênio gasoso (N_2) em amônia (NH_3) requer hidrogênio derivado de gás de petróleo, altas temperaturas (300 a 600°C) e altas pressões (200 a 800 atm). O gasto com fontes energéticas não renováveis para a produção de uma tonelada de NH_3 é equivalente, em média, a seis barris de petróleo (CARVALHO, 2002). A amônia produzida é o composto-chave para a produção de quase todos os fertilizantes nitrogenados do comércio mundial (Figura 48). Os fertilizantes nitrogenados são assimilados rapidamente pelas plantas, no entanto, o principal agravante na sua utilização, reside na baixa eficiência, que raramente ultrapassa 50%. Isto ocorre devido às perdas causadas por práticas culturais inadequadas e processos como lixiviação (lavagem do perfil do solo), desnitrificação (transformação do NO_3^- em formas gasosas como N_2 e NO_2) e pela volatilização da

NH_3 (CANTARELLA, 2007). Com isso, o uso desses fertilizantes nitrogenados em regiões tradicionais na agricultura, de forma intensiva e inadequada, pode apresentar sérios problemas de degradação ambiental e gradativa queda de produtividade.

O nitrogênio encontrado na matéria orgânica do solo (MO), em compostos como proteínas, peptídeos, quitina, quitobiase, peptidoglicano, ácidos nucleicos, bases nitrogenadas e ureia, pode ser aproveitado pelas plantas através do processo de mineralização. Essa M.O é responsável por cerca de 95% do N do solo, o qual constitui a principal fonte de N para as plantas em muitos sistemas agrícolas. Em virtude de a matéria orgânica do solo não suprir as necessidades de N das culturas, a aplicação de fertilizantes nitrogenados ou a inoculação de culturas eficientes quanto a FBN se faz necessária.

De todos os elementos que circulam no sistema solo-planta-atmosfera, o que sofre maior número de transformações bioquímicas é o nitrogênio (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006). Lara Cabezas et al. (2004), verificaram que o não revolvimento do solo e o cultivo de plantas de cobertura promovem modificações na ciclagem dos nutrientes, sendo o N o nutriente mais afetado. Essas transformações podem ser variáveis de acordo com as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo. A Figura 49 mostra as transformações do N durante a decomposição de resíduos vegetais.



Obs.: H_2SO_4 =Ácido Sulfúrico; HNO_3 =Ácido Nítrico; H_3PO_4 =Ácido Fosfórico

Figura 48. Rota de produção de alguns fertilizantes nitrogenados.

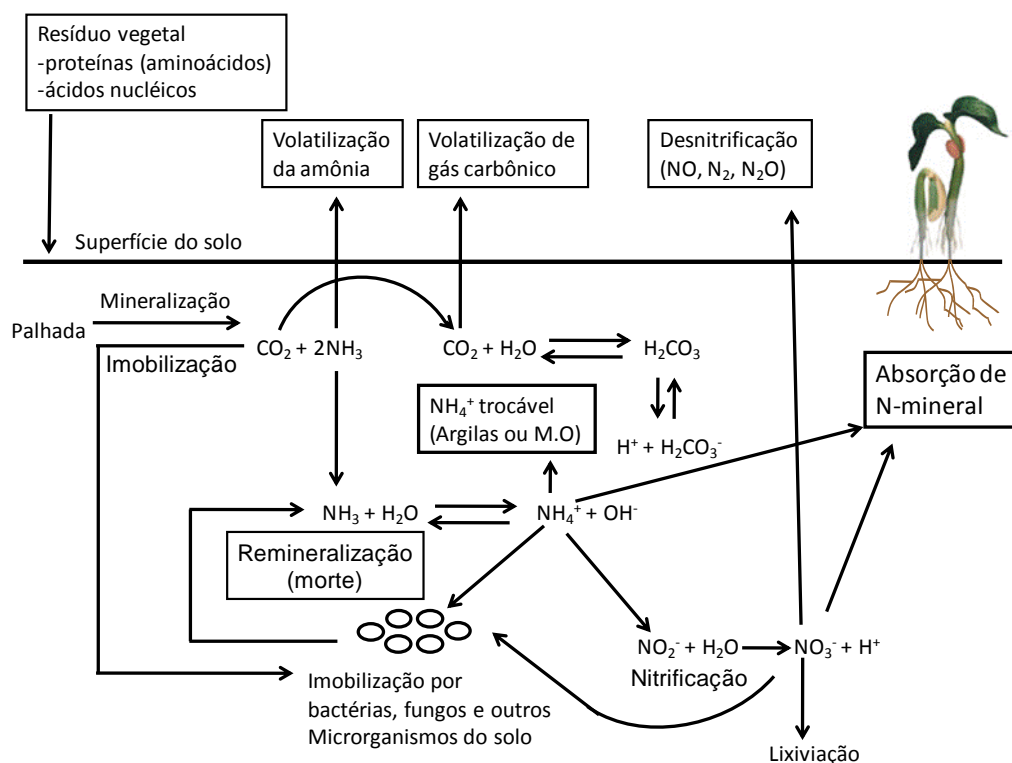


Figura 49. Transformações do nitrogênio durante a decomposição de resíduos vegetais.

Dessa forma, a disponibilidade de N no solo é determinada pelo balanço líquido entre os processos de mineralização, imobilização, nitrificação, lixiviação, volatilização e desnitrificação. Contudo, do ponto de vista quantitativo e de práticas de manejo, os processos de mineralização e imobilização de N são os que mais influenciam a disponibilidade de N para as culturas.

Outra fonte de N para as culturas é a FBN, realizada por espécies de bactérias fixadoras de nitrogênio em leguminosas e gramíneas, comumente conhecidas como rizóbios. O processo caracterizado pela conversão do nitrogênio gasoso (N_2) em nitrogênio amoniacal (NH_3), é realizado por bactérias que possuem um complexo enzimático chamado de nitrogenase, necessário para a realização deste processo.

2. FBN: caracterização e seleção de estirpes

Uma das alternativas para o suprimento de nitrogênio é a fixação biológica de nitrogênio (FBN), processo caracterizado pela conversão do nitrogênio gasoso (N_2) em nitrogênio amoniacal (NH_3), principalmente por bactérias especializadas denominadas de diazotróficas, que possuem o complexo enzimático chamado de nitrogenase, necessário para a realização do processo. As bactérias diazotróficas apresentam elevada diversidade, podendo realizar o processo de FBN

em vida livre no solo ou em associação com várias espécies vegetais. Em interação com os vegetais, ocorre uma simbiose mutualística em que a bactéria diazotrófica se beneficia do suprimento de fotossintatos fornecidos pela planta simbiótica, enquanto esta recebe o N fixado pelo microsimbionte na forma amoniacal. Com isso, há uma incorporação do N fixado em compostos nitrogenados que podem ser translocados para as diferentes partes da planta para a síntese de proteínas.

A seleção de estirpes eficientes para maximizar a fixação de nitrogênio em espécies vegetais de importância econômica envolve, de modo geral, quatro etapas. A primeira etapa envolve o isolamento de bactérias fixadoras de nitrogênio do solo ou de nódulos de uma determinada espécie vegetal de interesse. Na segunda etapa, as estirpes isoladas são testadas em vasos contendo areia e vermiculita esterilizados na ausência de nitrogênio (vaso Leonard). Na próxima etapa, as estirpes mais eficientes quando comparadas com um tratamento com nitrogênio mineral e com estirpes referência, são testadas em vaso com solo para avaliar a competição com as estirpes nativas presentes no solo. As estirpes selecionadas nas etapas anteriores são testadas a campo para avaliação da expressão da nodulação e fixação biológica de N_2 nas mais diferentes condições ambientais (**Figura 50**).

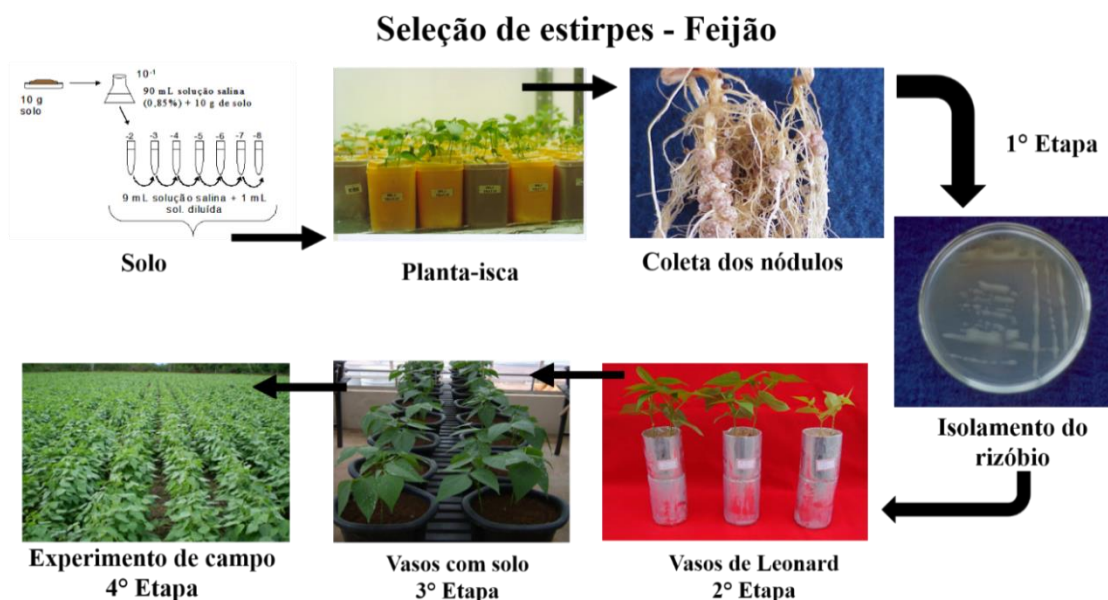


Figura 50. Processo de seleção de estirpes para cultura do feijoeiro.

Dentre as bactérias diazotróficas em simbiose mutualística com os vegetais destacam-se as bactérias conhecidas genericamente como rizóbios, os quais são capazes de interagir com o sistema radicular de espécies de leguminosas. Nessa simbiose há a formação de uma estrutura hipertrófica especializada e compartimentalizada denominada nódulo, onde ocorre a FBN.

Para outras espécies vegetais, notadamente as gramíneas, as bactérias diazotróficas não promovem alterações morfológicas na raiz da planta simbiótica, podendo a FBN ocorrer na superfície das raízes (rizosfera) ou no interior dos tecidos vegetais como raízes, bainhas e folhas (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006). Com isso, a simbiose entre essas bactérias e as gramíneas não ocorre de forma tão íntima como no caso das leguminosas, sofrendo fortes interações com as condições edafo-climáticas e de competição com as comunidades microbianas do solo e das plantas. No entanto, alega-se que os diazotróficos endofíticos possuem uma vantagem sobre os rizóbios na fixação do nitrogênio pelo fato de ocuparem no hospedeiro espaços com maior acesso às fontes de carbono, além de colonizarem nichos protegidos do oxigênio, condição ideal para a expressão da enzima nitrogenase (DOBBELAERE et al., 2003)

A inoculação das bactérias diazotróficas em sementes de leguminosas e gramíneas é um dos processos microbiológicos relacionados à agricultura mais estudados e explorados tecnologicamente. No Brasil, o melhor exemplo é a soja, cuja área plantada foi de 31,91 milhões de hectares na safra de 2014/15, resultando em uma produção de 96,22 milhões toneladas de grãos, com produtividade média de 3,02 t/ha (<http://www.conab.gov.br> 14/10/2015). Considerando que os grãos

apresentam 87% de matéria seca, obtiveram-se 83,71 milhões toneladas de grãos secos, que, com 6% de N, correspondem a 5,023 milhões toneladas de N que foram então exportadas nos grãos. Como o N nos grãos representa em média, 80% do N total da planta, o conteúdo total de N na planta foi de 6,28 milhões toneladas. A contribuição da FBN em soja, calculada por técnicas isotópicas, é relatada como sendo de no mínimo, 70 % (URQUIAGA E ZAPATA, 2000); assim, foram fixados pelo menos 4,40 milhões toneladas de N pela cultura. Se essa quantidade de nitrogênio tivesse que ser fornecida por fertilizantes nitrogenados, é necessário considerar a eficiência do adubo nitrogenado (60%), sendo então necessárias 7,33 milhões toneladas de N-fertilizante ou 16,28 mil toneladas de ureia (45% de N), que, a 1340 reais/tonelada (preço em 29/06/2015), custariam, aproximadamente, 21,82 bilhões de reais. Esse valor representou uma economia significativa para o País, proporcionada pela inoculação com estirpes de rizóbio selecionadas que substituíram os fertilizantes nitrogenados. Isto se deve, em boa parte, ao melhoramento vegetal direcionado para maior contribuição da FBN e a diversos trabalhos de seleção de rizóbios adaptados às condições dos solos brasileiros (FRANCO, 2009).

Em outras leguminosas como o feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris*), o processo de domesticação e seleção de cultivares, dando maior atenção apenas às características agrônômicas do material de interesse, pode ter sido negativo ao processo de FBN, alterando o equilíbrio simbiótico estabelecido pela seleção natural no processo evolutivo do sistema rizóbio-feijão (MYTTON, 1984). Além disso, a seleção do feijoeiro e

seu cultivo em terras férteis pode também ter influenciado na capacidade de nodulação e fixação de nitrogênio em genótipos de feijão (Pereira, 1990). Outro ponto importante a ser considerado no processo de seleção de estirpes eficientes na fixação de nitrogênio rizóbio-feijão, é que o fluxo de carboidratos para os nódulos fica reduzido durante a formação das vagens, limitando a FBN (LAWN E BRUN, 1974). Com isso, variedades com maior capacidade de manter o fluxo de carboidratos constante para os nódulos tem se mostrado mais eficientes no processo de fixação (GRAHAM E HALLIDAY, 1976).

A FBN é mais eficiente em cultivares de hábito de crescimento indeterminado e nas cultivares de porte trepador (GRAHAM E ROSAS, 1977) devido, em parte, ao efeito do ciclo de crescimento mais longo. Já as variedades de feijoeiro de ciclo precoce, geralmente são pouco eficientes em fixar N (GRAHAM, 1981; HARDARSON et al., 1993). Isso pode ser explicado pelo curto período vegetativo das plantas e a senescência dos nódulos na fase de enchimento dos grãos, devido à redução do fluxo de carboidratos para os mesmos (RUSCHEL et al., 1982; RENNIE E KEMP, 1983; SA E ISRAEL, 1995). Em trabalho realizado por Morrison e Baird (1987), com variedades de feijoeiro de hábito de crescimento determinado e indeterminado, foi verificado que o tempo necessário para o estabelecimento dos nódulos não variou para os dois tipos de planta. Com isso, a duração da simbiose entre rizóbio-feijão parece estar relacionada com o ciclo de crescimento, daí o melhor resultado com genótipos de hábito de crescimento indeterminado. Pesquisas demonstraram que genótipos de ciclo mais longo e crescimento indeterminado apresentam melhor fixação de N quando bem nodulados e submetidos a condições ambientais adequadas (DUQUE et al., 1985). Genótipos que nodulam mais rapidamente após a germinação das sementes também fixam mais N (KIPE-NOLT et al., 1993).

A eficiência das estirpes fixadoras de nitrogênio que estabelecem simbiose com feijoeiro e sua capacidade de sobreviver e formar nódulos dependem de fatores genéticos inerentes aos simbiossiontes e da sua interação com fatores edafoclimáticos (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006). Dentre estes, destacam-se a efetividade das estirpes presentes no inóculo e sua competitividade com as estirpes nativas do solo, número de células presente no inóculo, técnicas de inoculação, semeadura e fatores ambientais, principalmente fatores químicos e físicos do solo (VARGAS E HUNGRIA, 1997; ZILLI et al., 1998), que garantem a sobrevivência e multiplicação do rizóbio no solo e rápida nodulação. A quase totalidade dos fatores benéficos para as plantas

são benéficos também para as bactérias, alguns atuando direta ou indiretamente, ou mais acentuadamente sobre um dos simbiossiontes. Diversos fatores, como temperatura, acidez do solo, deficiências nutricionais, instabilidade genética dos microssimbiossiontes, população nativa de rizóbios do solo e características intrínsecas da espécie hospedeira, podem influenciar na fixação biológica de nitrogênio (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006). A acidez do solo é apontada como um dos principais fatores limitantes ao processo de FBN, afetando o rizóbio, o hospedeiro e o próprio processo simbiótico (VARGAS E GRAHAM, 1998).

A aplicação da técnica de inoculação de BFN em espécies de gramíneas não apresenta, até o momento, a mesma importância, em termos de aplicação, do que já é estabelecido para leguminosas, principalmente em se tratando da cultura da soja. No entanto, para algumas espécies de importância agrícola como cana-de-açúcar, milho, arroz e trigo, essa tecnologia vem sendo avaliada, fornecendo resultados promissores como suporte de N para essas culturas (SANTI et al., 2013).

Dentre as gramíneas, a cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.) foi a espécie vegetal onde foram relatados os primeiros trabalhos de isolamento de BFN (DOBEREINER, 1961). Desde então, diferentes pesquisas têm sido conduzidas visando explorar essa tecnologia a favor do suporte nutricional da cultura, visando reduzir a utilização de fertilizantes químicos. No entanto, diferenças na contribuição da FBN estão presentes nessa cultura, principalmente devido à forte influência que o genótipo da planta exerce sobre o processo (REIS et al., 2007).

Apesar da heterogeneidade da contribuição da FBN para o crescimento da cana-de-açúcar, estudos utilizando o método de diluição isotópica de ¹⁵N e balanço de N demonstram que a FBN pode contribuir com 25 a 60% do N assimilado pela planta (URQUIAGA et al., 2011; HERRIDGE et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2006; BODDEY et al., 2001; URQUIAGA et al., 1992).

Tendo em vista que a inoculação de FBN não supre as necessidades de N da cana-de-açúcar, faz-se necessária a suplementação de N com fertilizantes, sendo que vários estudos já demonstraram que a adubação da cana-de-açúcar com fertilizantes nitrogenados pode diminuir o número de bactérias diazotróficas e, conseqüentemente a quantidade de nitrogênio fixado biologicamente (KENNEDY et al., 2004; BODDEY et al., 2003; REIS et al., 2000; FUENTES RAMIREZ et al., 1999).

Além da contribuição da FBN, as bactérias diazotróficas também induzem o crescimento da cana-de-

açúcar a partir de outros processos, como pela produção de fitohormônios, principalmente auxinas (VIDEIRA et al., 2012), solubilização de fosfato (SHUKLA et al., 2008; SINGH et al., 2007), solubilização de óxidos de zinco (SARAVANAN et al., 2007), aumento do conteúdo de carbono orgânico no solo e retenção de nutrientes essenciais na rizosfera (YADAV et al., 2009), além de serem efetivas no controle de patógenos (SPAEPEN et al., 2007).

Um avanço tecnológico da cultura de cana-de-açúcar, visando aumentar a resistência das plantas a doenças em canaviais, foi a produção de mudas a partir de culturas axênicas de meristemas (OLIVEIRA et al., 2009). Embora, por um lado a variabilidade genética da cana-de-açúcar tenha sido reduzida, apresentando menor influência sobre a eficiência da FBN, por outro lado, exigiu o desenvolvimento de tecnologias para reintrodução de bactérias diazotróficas em mudas de cana-de-açúcar micropropagadas (REIS et al., 1999).

Com relação a cultura do arroz, o N é o nutriente mais limitante em termos de produtividade da cultura, implicando na dependência do uso de fertilizantes nitrogenados, para os quais o arroz apresenta baixa eficiência de uso. Estima-se que apenas um terço do N aplicado na forma de fertilizantes nitrogenados seja utilizado pelas plantas de arroz, outra terça parte permanece no solo e o restante do N aplicado é perdido na forma de gás para a atmosfera, essencialmente a partir da volatilização da amônia (BURESH et al., 2008).

Dessa forma, é essencial o emprego de alternativas aos fertilizantes nitrogenados como fonte de N para a cultura do arroz, preconizando pela manutenção ou aumento da produtividade, bem como pela redução da poluição ambiental. Com base nisso, experimentos de inoculação de bactérias diazotróficas em plantas de arroz vêm mostrando efeitos benéficos chegando a responder por cerca de 54% do N total acumulado pela cultura.

Porém, a inconsistência dos resultados vem limitando o uso destas bactérias em escala comercial (DÖBEREINER, 1992; BALDANI et al., 1997; GUIMARÃES et al., 2007). O genótipo da planta é fundamental no estabelecimento desta associação. A especificidade de hospedeiros é verificada para diferentes espécies de plantas estudadas (COELHO et al., 2007) e pode ter resultados diferentes dentro da mesma espécie para cultivares distintas (Sabino, 2007). KUSS et al. (2007), estudando a ocorrência de bactérias endofíticas em nove cultivares de arroz, verificaram afinidade de isolados por algumas cultivares.

A inoculação de bactérias diazotróficas também tem sido exaustivamente investigada para a cultura do milho, envolvendo estudos em condições controladas

e a campo (HUNGRIA et al., 2010; PURI et al., 2015). Os gêneros de BFN mais comumente estudados para o milho são o *Azospirillum* e o *Herbaspirillum* (Radwan et al., 2004). Estudos têm demonstrado que outros gêneros de bactérias como *Azotobacter*, *Klebsiella*, *Escherichia*, *Derxia* e *Beijerinckia* podem atuar como promotoras do crescimento vegetal com contribuição significativa para a absorção de N pela cultura do milho (SARIC et al., 1987). Entretanto, a associação positiva dessas bactérias para o milho depende das condições edafoclimáticas e também da especificidade com os diferentes híbridos de milho.

Desta forma, pesquisas têm sido desenvolvidas com o objetivo de selecionar estirpes eficientes para potencializar a FBN em solos com limitações ambientais para o estabelecimento e eficácia da simbiose, visando maior aproveitamento do processo para a produção das culturas do feijoeiro, milho, trigo, cana-de-açúcar e arroz.

3. Culturas agrícolas beneficiadas pela FBN

3.1. Culturas leguminosas

Atualmente são descritas várias espécies de bactérias que podem estabelecer simbiose com o feijoeiro, sendo todas de crescimento rápido: *Rhizobium leguminosarum* bv. *phaseoli* (JORDAN, 1984), *R. tropici* (MARTINEZ-ROMERO et al., 1991), *R. etli* bvs. *mimosae* e *phaseoli* (SEGOVIA et al., 1993), *R. gallicum* bvs. *gallicum* e *phaseoli* (AMARGER et al., 1997), *R. giardinii* bvs. *giardinii* e *phaseoli* (AMARGER et al., 1997), *R. mongolense* (VAN BERKUN et al., 1998), *R. yanglingense* (TAN et al., 2001), *R. (Sinorhizobium) fredii* (SCHOLLA E ELKAN, 1984), *S. americanum* (TOLEDO et al., 2003) *R. (Mesorhizobium) loti* (JORDAN, 1984) e *R. (Mesorhizobium) huahuii* (CHEN et al., 1991) e *Azorhizobium doebereineriae* (MOREIRA et al., 2006). Nem sempre todas são eficientes no processo de FBN (MOREIRA E SIQUEIRA 2006) e existe muita variabilidade intraespecífica. Além disso, a informação genética controladora da atividade simbiótica em rizóbio de crescimento rápido é codificada em plasmídeos. O plasmídeo simbiótico (Sym) tem sido definido como determinante da especificidade da nodulação em espécies de plantas e contém ainda genes estruturais da enzima nitrogenase (Genes Nif). Portanto, estirpes de *Rhizobium* e *Sinorhizobium* que possuem os genes Nod e Nif em plasmídeos, podem ser perdidos em condições de estresse.

Atualmente as estirpes recomendadas para a produção de inoculantes pelo MAPA (Ministério da Agricultura e Pecuária) para a cultura do feijoeiro no Brasil pertencem à espécie *R. tropici* (MARTINEZ-ROMERO

et al., 1991), compreendendo as estirpes comerciais SEMIA 4077 (CIAT 899) e SEMIA 4080 (PRF 81), as quais se atribuem tolerância a acidez e Al e alta estabilidade genética.

Resultados de pesquisa evidenciam ampla variação no potencial de FBN do feijoeiro-comum em campo, já tendo sido observadas consideráveis quantidades de nitrogênio fixadas por plantas de feijão inoculadas com *Rhizobium*. Para a maioria das cultivares de feijoeiro-comum utilizadas no Brasil que apresenta boa nodulação e ciclo cultural de 80 a 90 dias, Duque et al. (1985) e Mendes et al. (1994) estimaram que o potencial de fixação com inoculação fica em torno de 30 Kg ha⁻¹ de N por cultivo. De acordo com Moreira e Siqueira (2006), a fixação média do feijoeiro varia desde 4 até 165 Kg ha⁻¹ ano⁻¹.

De acordo com Tsai et al. (1993), as taxas médias de FBN na cultura do feijoeiro são da ordem de 60 kg ha⁻¹ N e representam de 30% a 50% do N total acumulado pela planta (SAITO, 1982), podendo chegar a substituir totalmente o uso da adubação nitrogenada, conforme verificado por Mendes et al. (1994) nas cultivares 'Capixaba Precoce' e 'CNPAF-178'.

Vários tem sido os estudos conduzidos a campo nas diferentes regiões do país para selecionar estirpes eficientes em fornecer todo o nitrogênio necessário para a cultura do feijoeiro (Tabela 9). Nestes experimentos, onde as condições edafoclimáticas são as mais variáveis, o nível tecnológico utilizado nas propriedades os mais diversos e o manejo da fertilidade adotado bem variado, a produtividade do feijoeiro variou de 975 a 3399 kg ha⁻¹. Deve ser observado que resultados positivos foram observados tanto na presença de níveis tecnológicos mais elevados como no emprego de menor nível tecnológico.

Avaliando o comportamento do feijoeiro inoculado com cinco estirpes de *R. tropici*, Ferreira et al. (2000) obtiveram sob sistema de irrigação, produtividades de 2142 kg ha⁻¹ com a inoculação da estirpe F35. Raposeiras et al. (2006), selecionando estirpes de *Rhizobium* mais efetivas e competitivas, a fim de aumentar a produção do feijoeiro verificou que a estirpe de *R. tropici* (CIAT899) obteve índices de produtividade, em três cultivos, iguais ou superiores aos obtidos nos tratamentos que receberam adubação nitrogenada. A produtividade da estirpe CIAT899, nos três cultivos, variou de 1787 a 3399 kg ha⁻¹.

Os trabalhos sobre avaliação da eficiência simbiótica de estirpes de rizóbios vêm sendo desenvolvidos, no Brasil, desde a expansão comercial da cultura da soja, nos anos 60, e talvez a principal linha de pesquisa seja a da seleção contínua de estirpes para garantir o fornecimento de todo o N necessário para as cultivares

cada vez mais produtivas. Campos e Gnatta, (2006) avaliando a eficiência simbiótica de diferentes inoculantes comerciais em área cultivada sob sistema plantio direto a doze anos com o cultivo de soja no verão, verificaram que a aplicação de alta dose de nitrogênio (200 kg ha⁻¹ de N) não proporcionou incrementos na produtividade em relação aos inoculantes comerciais (Figura 51). Nas safras de 1996/1997 e 2000/2001 a produtividade da soja com a inoculação das sementes com o inoculante EMERGE PM (SEMIA 5079 e SEMIA 5080) foi de 2966 e 3937 kg ha⁻¹ e com a aplicação de 200 kg ha⁻¹ de N foi de 2922 e 3681 kg ha⁻¹, respectivamente.

3.2. Culturas não-leguminosas

Algumas plantas como: arroz, cana-de-açúcar, milho e trigo podem formar associações com bactérias diazotróficas e obter nitrogênio por meio da FBN. A maioria dos estudos de isolamento e identificação de bactérias fixadoras de nitrogênio em gramíneas ocorreu nas décadas de 60 a 80. Diversas bactérias têm sido isoladas da rizosfera do arroz irrigado. Entre elas destacam-se os gêneros *Azospirillum*, *Bacillus*, *Paenibacillus*, *Herbaspirillum*, *Burkholderia* e *Pseudomonas* (KENNEDY et al., 2004). Dessas bactérias, experimentos recentes têm demonstrado que plantas de arroz respondem com aumento na produção quando inoculadas com *Herbaspirillum*, *Burkholderia* e *Azospirillum amazonense* (Brasil, 2005; RODRIGUES, 2003; ARAÚJO, 2008).

Burkholderia vietnamiensis descrita por Gillis et al. (1995) tem mostrado efeitos positivos sobre a cultura do arroz conforme demonstrado por Trân van et al. (2000) que observaram incrementos de 13 a 22% na produção de grãos quando plantas crescidas em condições de campo foram inoculadas com a estirpe *B. vietnamiensis* TVV75. Os autores calcularam que a inoculação respondeu por cerca de 25 a 30 kg de N presente nos tecidos. A inoculação da espécie proposta *B. brasilensis* aumentou em 69% a biomassa das plantas e contribuiu com 31% do total de nitrogênio da planta enquanto que a estirpe *B. vietnamiensis* contribuiu com 19% do N acumulado na planta (BALDANI et al., 2000).

Herbaspirillum seropedicae é um endófito diazotrófico que foi isolado pela primeira vez em Seropédica, Rio de Janeiro (BALDANI et al., 1986). Estudos realizados por Baldani et al. (2000) em condições gnotobióticas calcularam que a contribuição de N derivado da FBN foi de 31% e 54%, respectivamente quando as plantas de arroz foram inoculadas com as estirpes *H. seropedicae* ZAE94 e ZAE67.

Tabela 9. Produtividade de diferentes cultivares de feijão plantadas em diferentes regiões do Brasil sobre diferentes níveis tecnológicos.

Produtividade kg ha ⁻¹	Estirpes	Espécie	Região	Solo	Irrigação	Teor de M.O (%)	pH do solo	Adubação (base)	Cultivar	Referência
2142	F.35	<i>Rhizobium tropicum</i>	Selvíria-MS	Latossolo vermelho	Com irrigação	2,5	5,4	250 kg 04-30-10	IAC Carioca	Ferreira et al. (2000)
2744 (Média de quatro cultivos)	CIAT899	<i>Rhizobium tropicum</i>	Londrina e Ponta Grossa - PR	Latossolo	Não disponível	2,18	5,1	300 kg 0-28-20	Aporé	Hungria et al. (2000)
2228 e 2350 (Dois cultivos)	PRF 81	<i>Rhizobium tropicum</i>	Brasília	Latossolo	Não disponível	Não disponível	5,3	84 kg P e 60 kg K	Carioca	Mostasso et al. (2001)
1665 (Média de cinco cultivos)	PRF 81	<i>Rhizobium tropicum</i>	Londrina - PR	Latossolo	Não disponível	2,13	5,2	84 kg P e 60 kg K	IAPAR 14	Hungria et al. (2003)
2662	CM255	<i>Rhizobium tropicum</i>	Mococa-SP	Argissolo vermelho	Com irrigação	2,6	5,8	70 kg P ₂ O ₅ e 40 kg K ₂ O	IAC Carioca	Lemos et al. (2003)
1787 a 3399 (Três cultivos)	CIAT899	<i>Rhizobium tropicum</i>	Não disponível	Não disponível	Não disponível	2,3	6,3	Não disponível	Carioca	Raposeira et al. (2006)
975	CIAT899	<i>Rhizobium tropicum</i>	Perdões-MG	Argissolo vermelho	Não irrigado	1,9	4,9	70 kg P ₂ O ₅ e 40 Kg K ₂ O	BRSMG Talismã	Soares et al. (2006)
1494	UFLA02-68	<i>Rhizobium etli</i>	Lavras-MG	Latossolo vermelho	Não irrigado	3,6	5,7	70 kg P ₂ O ₅ e 40 Kg K ₂ O	BRSMG Talismã	Ferreira et al. (2009)
3131	CIAT899	<i>Rhizobium tropicum</i>	Dourados- MS	Latossolo vermelho	Com irrigação	3,3	5,9	320 kg 0-20-20	Perola	Pelegrin et al. (2009)
1529	UFLA04-202	<i>Rhizobium miluonense</i>	Lavras-MG	Latossolo vermelho	Não irrigado	2,7	5,1	70 kg P ₂ O ₅ e 40 Kg K ₂ O	BRSMG Majestoso	Rufini et al. (2011)

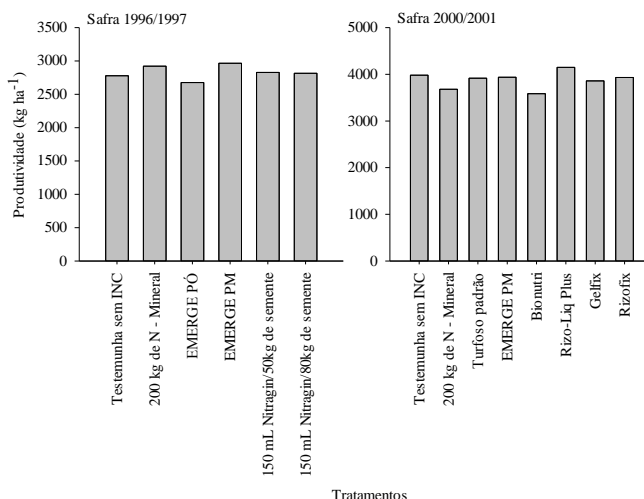


Figura 51. Produtividade da soja cultivada nas safras 96/97 e 00/01 em Cruz Alta – RS avaliando diferentes fontes de nitrogênio (Dados compilados de Campos e Gnatta, 2006).

A adição de molibdênio, componente estrutural da nitrogenase, essencial no processo de FBN, promoveu aumentos de 88 e 57% na produção de grãos das cultivares IR42 e IAC4440, respectivamente (GUIMARÃES et al., 2007). Já Ferreira et al. (2010), não encontrou diferença estatística entre os tratamentos inoculado e não inoculado para os parâmetros massa seca e N-total dos grãos quando as variedades de arroz IR42 e IAC4440, crescidas em casa de vegetação, foram inoculadas com as estirpes *H. seropedicae* ZAE94, *Burkholderia sp.* M130, e *A. brasilense* Sp109.

Estudos realizados com *Azospirillum amazonense*, espécie que foi inicialmente isolada de gramíneas forrageiras e plantas pertencentes à família Palmaceae (MAGALHÃES et al., 1983), mostraram que a inoculação da estirpe *A. amazonense* Y2, em arroz cultivado em casa de vegetação, aumentou de 7 a 11,6% o acúmulo de massa seca dos grãos, de 3 a 18,6% o número de panículas, e o acúmulo de N na maturação aumentou de 3,5 a 18,5%, enquanto a contribuição da FBN foi de 27% (RODRIGUES, 2008).

As bactérias constituintes do inoculante para cana-de-açúcar, desenvolvido pela Embrapa Agrobiologia são: *Gluconacetobacter diazotrophicus*, *Herbaspirillum seropedicae*, *H. rubrisubalbicans*, *A. amazonense* e *Burkholderia tropica* (REIS et al., 2009). Cada estirpe apresenta uma característica distinta de produção de fitohormônios, fixação de N e solubilização de fosfatos. Estas características em associação podem aumentar a resposta da planta à inoculação. Todas as bactérias selecionadas foram isoladas de tecidos de diferentes variedades de cana-de-açúcar, como alternativa para reintrodução de bactérias diazotróficas, tendo em vista

a produção de mudas por micropropagação como descrito anteriormente (OLIVEIRA et al., 2003).

O inoculante foi primeiramente avaliado em duas variedades comerciais de cana-de-açúcar, SP701143 e SP813250, plantadas em três locais distintos, com condições edafo-climáticas diferentes, por dois anos consecutivos (cana-planta e primeira soca). Os resultados mostraram que a eficiência do inoculante foi dependente da fertilidade do solo, com melhores resultados no solo de baixa fertilidade natural (OLIVEIRA et al., 2006).

Posteriormente, em três ensaios, realizados nas usinas Santa Cruz S.A (Cambissolo flúvico), Sapucaia S.A (Argissolo amarelo), na região de Campos dos Goytacazes, norte do Estado do Rio de Janeiro e no campo experimental da Embrapa Agrobiologia (plano solo háptico), município de Seropédica, RJ, com as variedades comerciais RB72454 e RB867515, verificou-se que o uso do inoculante incrementou a produtividade de colmos de forma similar a adubação com 120 kg ha⁻¹ de N, nos ciclos de cana-planta, primeira e segunda socas (REIS et al., 2009; SILVA et al., 2009; SCHULTZ et al., 2012).

A partir dos estudos realizados em condições de campo, pode-se comprovar que o inoculante para cana-de-açúcar é uma tecnologia promissora, uma vez que pode reduzir a utilização do N fertilizante aplicado na cultura da cana-de-açúcar, embora estes resultados não sejam constantes para todas as variedades de cana-de-açúcar (PEREIRA et al., 2013), o que é comum mesmo com os fertilizantes nitrogenados, para os quais mais estudos já foram desenvolvidos no Brasil e no mundo (SCHULTZ et al., 2014).

Para cultura do milho a avaliação de 35 genótipos quando inoculados com a estirpe de *Herbaspirillum seropedicae* (estirpe ZAE 94), verificou-se que apenas nove híbridos apresentaram ganhos no crescimento ou acúmulo de N, evidenciando respostas distintas entre as cultivares de milho e a estirpe estudada (ARAÚJO et al., 2013). Em estudos realizados a campo, Hungria et al (2010) avaliaram estirpes selecionadas de *Azospirillum brasilense* e *A. lipoferum* sobre a produção do milho e verificou-se que as estirpes de *A. brasilense* Ab-V4, Ab-V5, Ab-V6 e Ab-V7 aumentaram a produção de grãos de 662 a 823 kg ha⁻¹, correspondendo a um aumento de 24 a 30% em relação aos tratamentos não-inoculados. Essa contribuição das estirpes de *A. brasilense* foi verificada em áreas experimentais com baixa adubação nitrogenada e os efeitos positivos da inoculação foi atribuída ao favorecimento na absorção de vários macros e micronutrientes e não especificamente à FBN (HUNGRIA et al., 2010). Estirpes de *Azospirillum* são

capazes de produzir fitohormônios, incluindo o ácido 3-indolacético (AIA), citoquininas e giberelinas (CACCIARI et al., 1989; RADWAN et al., 2004), sendo um dos fatores responsáveis pelo efeito estimulante do crescimento de gramíneas com contribuição significativa na absorção de vários nutrientes, dentre eles o nitrogênio (BOTTINI et al., 1989).

Estudos recentes empregando a técnica do isótopo ^{15}N demonstraram que a adubação nitrogenada combinada com a inoculação de bactérias endofíticas influencia positivamente a produção de grãos do milho, sendo que a inoculação com *Azospirillum brasilense* e *Herbaspirillum seropedicae* contribuiu com 19,4 e 9,5% do N requerido pela cultura do milho, respectivamente (ARAÚJO et al., 2015). Em outro estudo a campo, Alves et al. (2015), verificaram que a inoculação da estirpe ZAE94 de *H. seropedicae* aumentou a produção do milho em 34% e que o nitrogênio proveniente da FBN correspondeu a 37%, sendo essas respostas dependentes do genótipo de milho empregado. Estratégias têm sido testadas para aumentar a contribuição das bactérias diazotróficas para o milho. Em estudo realizado por Conceição et al. (2008), verificou-se que a aplicação conjunta de ácidos húmicos e a inoculação da estirpe Z67 de *Herbaspirillum seropedicae* (na forma de recobrimento de sementes) promoveu maior colonização de bactérias diazotróficas associadas às raízes, com consequente contribuição para o crescimento radicular do milho.

Para a cultura do trigo, estudos moleculares têm revelado a grande diversidade de espécies bacterianas que podem estar associadas à rizosfera desta cultura, incluindo *Xanthomonas* sp., *Beijerinckia indica*, *Flavobacterium johnsoniae*, *Pseudoxanthomonas suwonensis*, *Lysinibacillus sphaericus*, *Stenotrophomonas maltophilia*, *Pseudomonas aeruginosa*, *P. fluorescens*, *Bacillus fusiformis* entre outros, sendo que a maioria destas apresenta capacidade de expressar o gene *nifH* (PARKA et al., 2005; PATHANIA et al., 2014). Isso evidencia o potencial dessas bactérias diazotróficas em fornecer N para a cultura do trigo como tem sido demonstrado em experimentos a campo realizados por Sala et al. (2008), empregando a estirpe IAC-HT-11 (*Achromobacter insolitus*) em interação com a adubação nitrogenada, em que se verificou aumento de 17% na produção de grãos de trigo em relação ao tratamento não inoculado. Segundo Sala et al. (2005), a inoculação de bactérias diazotróficas associativas tem-se mostrado eficiente em aumentar a FBN e propiciar ganhos, principalmente no acúmulo de matéria seca, produção de grãos, concentração de N e outras características agronômicas na maioria dos estudos, mas também sem efeitos ou com efeitos prejudiciais em outros. Em geral, o efeito da inoculação sobre a produção situa-se em torno de 10 a 30 % e, em alguns

casos, valores mais elevados de 50 a 250% têm sido mencionados (BODDEY e DÖBEREINER, 1988).

Em estudo realizado a campo, Hungria et al. (2010), verificaram que a inoculação com as estirpes Ab-V4, Ab-V5, Ab-V6 e Ab-V7 de *A. brasilense* promoveu incrementos da ordem de 13 a 18% na produção de grãos de trigo, o que corresponde a um aumento de 312 a 423 kg ha⁻¹. Entretanto, as respostas da inoculação de bactérias diazotróficas para essa cultura variam em relação aos genótipos e ao local de cultivo, sugerindo expressiva interação planta-bactéria diazotrófica-ambiente (SALA et al., 2007).

4. Fatores ambientais que afetam a fixação biológica de nitrogênio

Várias condições edafo-climáticas afetam a atividade e o estabelecimento das simbioses entre as bactérias diazotróficas e as plantas simbióticas, cujos efeitos podem atuar de maneira diferenciada sobre as respostas à inoculação. Dentre os principais fatores, pode-se destacar aqueles relacionados com as propriedades físicas e químicas do solo, os quais podem comprometer a eficiência simbiótica das bactérias diazotróficas selecionadas para a aplicação na produção agrícola (MORREIRA e SIQUEIRA, 2006). Sabe-se que os solos ácidos e com baixos teores de P estão presentes em todo o mundo (WRIGHT et al., 1990) atingindo grandes áreas, seja nas regiões temperadas ou tropicais. Estima-se que cerca de 26% (aproximadamente 3,8 milhões de hectares) de toda área potencialmente agrícola no mundo tem problemas de produção associadas a acidez do solo e cerca de 5,7 milhões de hectares apresentem baixa disponibilidade de P para uma produção agrícola ótima (ESWARAN et al. 1997; HINSINGER, 2001).

Devido aos processos de formação dos solos tropicais, a maior parte das áreas agrícolas brasileiras apresenta problemas relacionados com acidez, como elevados teores de íons H^+ e Al^{3+} e baixa disponibilidade de P.

A acidez dada pela concentração do íon H^+ (acidez ativa), normalmente está associada a outros fatores como saturação e toxidez por alumínio e manganês e baixa CTC e influência na disponibilidade dos nutrientes no solo, reduzindo a absorção destes pelas plantas. A acidez tem ainda um efeito direto na atividade dos microrganismos do solo que estão ligados com a mineralização da matéria orgânica, nitrificação e FBN, entre outros, sendo, portanto, uma das propriedades químicas do solo determinantes para a produção agrícola. A toxidez de alumínio é outro importante fator limitante ao crescimento de plantas em solos ácidos, além de afetar vários microrganismos fixadores de nitrogênio em

simbiose (WOOD, 1995; IGUAL et al., 1997). Assim, estas condições são um problema para as plantas, para as BFN e para sua simbiose.

É relatado que a faixa ideal de pH para crescimento de estirpes de rizóbios está entre 6,0 e 7,0, sendo que poucos rizóbios crescem satisfatoriamente em pH menor que 5,0 (GRAHAM et al., 1994). No entanto estirpes de uma mesma espécie variam amplamente em certos casos de tolerância a um determinado pH.

As estirpes de *Rhizobium* de crescimento rápido são, em geral, consideradas menos tolerantes a condições de pH ácido que aquelas estirpes de crescimento lento de *Bradyrhizobium* (GRAHAM et al., 1994). Entretanto, algumas estirpes de crescimento rápido como *R. loti*, agora descrito como *Mesorhizobium*, *R. meliloti* e *R. tropici* são tolerantes à acidez (WOOD et al., 1988; O'HARA et al., 1989; GRAHAM et al., 1994). GRAHAM et al. (1994) relataram que a tolerância à acidez em *R. tropici* CIAT 899 está relacionada com a composição e a estrutura da membrana, que se mostrou hidrofóbica nestas condições de baixo pH. O'Hara et al. (1989), demonstraram que estirpes ácido tolerantes de *R. meliloti*, que tem performance superior em sobrevivência e habilidade de nodulação em solos ácidos, possuem a habilidade de manter o pH intracelular entre 7,2 e 7,4 mesmo quando em pH externo ácido (5,6). A tolerância à acidez em *R. loti* (*M. loti*) está relacionada com a composição e estrutura da membrana e estirpes ácido tolerantes apresentam proteínas de membrana que têm sua expressão aumentada sob pH 4 (CORREA E BARNEIX, 1997).

Apesar de vários estudos, as bases concretas para a explicação das diferenças na tolerância ao pH em estirpes de *Rhizobium* e *Bradyrhizobium* ainda não estão bem definidas (CORREA e BARNEIX, 1997, GRAHAM et al., 1994), ainda que vários autores tenham demonstrado que o pH citoplasmático de estirpes ácido tolerantes não é afetado pela acidez externa (CHEN et al., 1993 a; CHEN et al., 1993 b; GOSS et al., 1990; O'HARA et al., 1989). A maioria dos principais grupos de microrganismos tem representantes que crescem em valores de pH extremamente baixos (LANGWORTH, 1978). Tem sido relatado para várias bactérias acidófilas, que a manutenção do pH citoplasmático próximo da neutralidade parece ser necessário para que a bactéria cresça em pH baixo (BOOTH, 1985; LANGWORTH, 1978). Assim, existem menções de que o crescimento de *S. meliloti* e *R. leguminosarum* com diferentes valores críticos de pH pode ser totalmente inibido em meios de cultivo a valores de 0,1 a 0,2 unidades de pH abaixo do seu pH crítico individual (LOWENDORF e ALEXANDER, 1983a, 1983b; RICHARDSON e SIMPSON, 1989;

RICHARDSON et al., 1988; REEVE et al., 1993). Isto explica porque a regulação do pH citoplasmático desempenha um papel crucial na tolerância a acidez em bactérias.

Nem sempre a tolerância à acidez resulta em tolerância ao Al^{3+} . Hara e Oliveira (2004) estudaram 88 isolados de rizóbio oriundos de solos ácidos da Amazônia e concluíram que o alumínio foi mais limitante para o crescimento que a acidez, apresentando diferenças metabólicas de adaptação à acidez e ao alumínio. Assim, a identificação de isolados resistentes a acidez, isoladamente, não parece ser um procedimento adequado para seleção de rizóbios (HARA e OLIVEIRA, 2005).

A nodulação em leguminosas parece ser o processo mais sensível ao Al^{3+} do que o crescimento da planta; em pH 4,5 e com 0,5 mmol L⁻¹ Ca²⁺, a nodulação em caupi foi retardada por 12,7 mmol L⁻¹ Al³⁺ e o número de nódulos e peso seco foram afetados (ALVA et al., 1990). A disponibilidade de Ca²⁺ em solos ácidos com alto teor de Al³⁺ parece ser muito importante para a nodulação; uma baixa concentração de Ca²⁺ (0,127 mmol L⁻¹) em pH 4,5 afeta o número de nódulos, a atividade da nitrogenase e a ultra-estrutura dos nódulos em feijão (*Phaseolus vulgaris*) (VASSILEVA et al., 1997).

A natureza do processo e o local de atuação do Al^{3+} ainda permanecem indefinidos. Estudos realizados por Johnson e Wood (1990) e Wood (1995) indicam que os íons de Al^{3+} atuam se ligando ao DNA, interferindo na divisão celular. No entanto, uma vez que estirpes sensíveis e tolerantes possuem o mesmo potencial de ligação ao Al^{3+} , um mecanismo de reparo do DNA deve existir em estirpes tolerantes. Johnson & Wood (1990) relataram que a síntese de DNA por estirpes tolerantes de *R. loti* (*Mesorhizobium*) não é afetada; entretanto, Richardson et al. (1988) constataram que 7,5 µmol L⁻¹ Al³⁺ deprimem a expressão dos genes *nodA* em estirpes de *R. leguminosarum* bv. *trifolii*.

Outro mecanismo de tolerância ao alumínio, apresentado por estirpes de *Bradyrhizobium japonicum*, está relacionado com o acúmulo de fosfato inorgânico no interior da célula, neutralizando o efeito do alumínio pela formação de complexos insolúveis biologicamente não tóxicos (MUKHERJEE e ASANUMA, 1998) além do aumento dos níveis de potássio e fósforo ligados à manutenção do pH interno em *Rhizobium leguminosarum* bv *trifolii* (WATKIN et al., 2003).

A calagem é considerada a prática mais eficiente para neutralizar a acidez do solo, com alguns benefícios para a cultura de leguminosas, não apenas pelo aumento do pH do solo, mas também pelo aumento da disponibilidade do Ca²⁺ para a planta e bactéria. O'Hara et al. (1989), observaram que a taxa de crescimento de quatro linhagens ácido tolerantes aumentou

com a adição de 2,0 mmol L⁻¹ de Ca²⁺ em meio de cultura. O Ca²⁺ parece atuar como cátion estabilizador da integridade da parede celular e complexo peptidoglicano (DE MAAGD et al., 1989; BALLEEN et al., 1998), regular a expressão de algumas proteínas (NORRIS et al., 1991; BALLEEN et al., 1998) ou controlar o pH interno e manter o citoplasma alcalino através de sistemas de transporte da membrana (O' HARA et al., 1989). Segundo Vincent (1962), em torno de 25µM de Ca em meio líquido são suficientes para um crescimento normal de *Rhizobium meliloti*, entretanto, sob condições de pH baixo (pH 5,7), há necessidade de se aumentar esse valor em 10 a 100 vezes, para que resulte em aumento da taxa de crescimento (WATKIN et al., 1997; REEVE et al., 1993; HOWIESON et al., 1992). Estirpes de *Rhizobium leguminosarum* bv. *phaseoli* tolerantes a pH baixo (4,6) apresentaram maiores teores de cálcio que as estirpes sensíveis, enquanto O'Hara et al. (1989) demonstraram que estirpes de *Rhizobium meliloti* tolerantes a acidez necessitam de menores teores de cálcio do que as estirpes sensíveis.

Interações entre estirpes e plantas hospedeiras podem ocorrer a baixos pH e devem ser consideradas em solos tropicais ácidos. Além disso, como muitos solos brasileiros apresentam altos níveis de Al³⁺, a pesquisa por estirpes bacterianas tolerantes a acidez deve continuar, de maneira a reduzir o número de estirpes candidatas e evitar o desperdício na análise de bactérias ineficientes em experimentos de campo.

O teor total de P nos solos varia entre 0,02 a 0,5%, mas apenas uma pequena fração está presente em formas disponíveis as plantas. O P presente no solo está distribuído na solução do solo e na fase sólida do solo: P nas formas iônicas (H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻ e PO₄³⁻) e em compostos na solução do solo; P adsorvido a superfície dos minerais do solo (minerais cristalinos e amorfos) e P componente da matéria orgânica do solo. As plantas só absorvem o P da solução do solo, cujas concentrações são usualmente baixas, variando entre 0,1 e 1 mg P L⁻¹ (LARSEN, 1967). O P na solução do solo está nas formas iônicas e complexos solúveis destes íons; a distribuição destas formas iônicas é determinada principalmente pelo pH da solução (LARSEN, 1967). Em função da sua elevada reatividade, o P presente no solo pode estar indisponível à planta (HOLFORD, 1997) e, frequentemente, em teor inferior ao adequado para diversas culturas (AL-NIEMI et al., 1997; HINSINGER, 2001), especialmente quando se considera solos de regiões tropicais e subtropicais (HINSINGER, 2001). Essa condição é característica de muitos solos de regiões tropicais, o que limita o desenvolvimento das plantas e a obtenção de altas produtividades (FAN et al., 2003). O

baixo teor de P disponível no solo é a limitação nutricional mais generalizada para produção agrícola nos trópicos e subtropicais e afeta de forma muito significativa a fixação biológica de nitrogênio.

O efeito da disponibilidade do P na fixação biológica de nitrogênio tem recebido considerável atenção nos cultivos com leguminosas, em razão do alto requerimento desse elemento, durante as fases de formação, crescimento e funcionamento dos nódulos radiculares (AL-NIEMI et al., 1997). A absorção de P de maneira adequada pelas plantas potencializa a fixação biológica de nitrogênio por estimular o crescimento da planta hospedeira, além de afetar diretamente o crescimento dos rizóbios e dos nódulos (CHAUDHARY e FUJITA, 1998). Como a fixação biológica de nitrogênio é um processo de grande demanda energética, e como o P tem um papel chave no metabolismo das células, a deficiência de P tem um impacto negativo na fixação biológica de nitrogênio (SA e ISRAEL, 1995). Leguminosas cultivadas em solos com baixa disponibilidade de P apresentam baixa taxa de nitrogênio fixado, devido à má formação, crescimento e funcionamento dos nódulos, diminuindo sua atividade (GRAHAM e ROSAS, 1979), causando baixo crescimento da espécie vegetal. Os nódulos atuam como fortes drenos de fotoassimilados, que são metabolizados para gerar ATP e poder reductor, essenciais à redução do nitrogênio atmosférico (MARSCHNER, 1995). Essa redução do nitrogênio pela nitrogenase consome cerca de 60% a 80% do ATP sintetizado no nódulo (TWARY e HEICHEL, 1991).

Os fotoassimilados translocados pelo floema, para os nódulos, fornecem a energia e os esqueletos de carbono para a fixação do nitrogênio, assimilação do amônio e síntese de purinas (SA E ISRAEL, 1995). Solos que apresentam deficiência em P podem reduzir a taxa fotossintética das plantas reduzindo o suprimento de fotossintatos para os nódulos, resultando em um impacto negativo sobre a assimilação do nitrogênio devido à redução no suprimento de esqueletos carbônicos e energia para efetuar o processo assimilatório do NH₄⁺ (SA E ISRAEL, 1995). A deficiência de P pode reduzir a produção de biomassa do hospedeiro e a demanda por nitrogênio fixado, reduzindo a força do dreno para os produtos dos nódulos (ROBSON et al., 1981; SINGLETON et al., 1985). A atividade específica da nitrogenase e a concentração de ATP nos nódulos sob suprimento limitado de P será diminuída nessas condições (SA E ISRAEL, 1995).

A soja que é uma cultura dependente da fixação biológica de nitrogênio apresenta maior requerimento de P para obtenção de um crescimento ótimo, e os parâmetros associados à fixação de nitrogênio são mais responsivos ao P do que o próprio crescimento vegetal

(CASSMAN et al., 1980). O estresse causado pela deficiência de P em soja afeta o equilíbrio entre a biomassa de nódulo e raiz de forma mais intensa do que o equilíbrio entre raiz e parte aérea (CASSMAN et al., 1980), e a deficiência de P em soja aumenta os teores de P nos nódulos e nas raízes (LAUER E BLEVINS, 1989).

Os nódulos de plantas de feijoeiro mostram ser um forte dreno de P, com grande resposta às doses do nutriente (GRAHAM E ROSAS, 1979). As concentrações de N e de P nos nódulos de feijão foram 2-2,5 vezes superiores que na parte aérea (OTHMAN et al., 1991), e o teor de P nos nódulos de trevo subterrâneo excedeu em muito os teores na parte aérea e raiz (ROBSON et al., 1981).

A FBN pode ser afetada também pela fertilidade do solo, notadamente pela disponibilidade de N no sistema, tanto pela carência quanto pela elevada concentração desse nutriente no solo (PEREIRA, 1982). Pequenas quantidades de N aplicadas ao solo permitem aumento no crescimento de nódulos e maior fixação biológica de nitrogênio, enquanto níveis muito baixos de nitrato no solo podem ser limitantes à atividade simbiótica (ROSOLEM, 1987).

A nodulação e a FBN pelo feijoeiro, segundo Tsai et al. (1993), responderam positivamente ao aumento dos teores de P, K e S do solo e, quando o feijoeiro recebeu um balanço adequado de nutrientes não houve inibição, mas sim um efeito sinérgico da adubação nitrogenada (10 kg N ha⁻¹, fonte, sulfato de amônio) sobre a nodulação e fixação do nitrogênio. Na literatura há grande variabilidade de resultados quando se associa inoculação e adubação nitrogenada, provavelmente em função das diferentes condições experimentais e do grande número de fatores condicionantes da resposta, ora com resultados positivos, ora sem efeito significativo.

A adição de elevadas doses de N afeta inicialmente o número e peso de nódulos, mas parece não inibir o desenvolvimento dos nódulos e a FBN (RUSCHEL E RUSCHEL, 1975; RUSCHEL E SAITO, 1977). Estes autores observaram que plantas que receberam inoculação e fertilizante nitrogenado no solo apresentaram alta atividade da enzima nitrogenase. De maneira geral, entretanto, aplicações de doses elevadas de N, principalmente na semeadura, têm ação negativa sobre a nodulação e a FBN (ANDRADE et al., 1998; FERREIRA et al., 2004; CASSINI E FRANCO, 2006).

Arf et al. (1991), estudando doses e modos de aplicação de N, associados ou não à inoculação de sementes com *R. leguminosarum* bv. *phaseoli*, verificaram efeito da inoculação sobre os componentes do rendimento do feijoeiro, mas não sobre a produtividade de grãos e qualidade de sementes. De acordo com Carvalho et al

(1998), N e Mo, associados ou não com inoculação das sementes (*R. leguminosarum* bv. *phaseoli*) não afetaram a produção final. Andrade et al. (2001), com a cv. Carioca-MG, não observaram diferenças de rendimento de grãos entre a testemunha absoluta (1160 kg ha⁻¹) e o tratamento apenas inoculado (1282 kg ha⁻¹); a inoculação + N cobertura foi intermediário (1723 kg ha⁻¹) e N semeadura + N cobertura foi o melhor tratamento (2241 kg ha⁻¹).

Ao contrário, Ruschel et al. (1979), observaram que, nos tratamentos com inoculação e adubação nitrogenada (100 Kg ha⁻¹), a produção de grãos do feijoeiro aumentou em 2 a 2,5 vezes, respectivamente, quando o parcelamento foi realizado aos 20 e 30 dias após a semeadura. Horizonte (1984) verificou que a adubação nitrogenada associada à inoculação das sementes foi capaz de promover aumentos no peso da matéria seca da planta e na produção do feijoeiro. Vargas et al. (1993), obtiveram resposta da cultura inoculada com *R. leguminosarum* bv. *phaseoli* à suplementação com N, sendo que os aumentos de produção variaram em função da dose e cultivar utilizada. Vieira et al. (2005), verificaram que, dependendo da safra, inoculação + PK na semeadura podem ter o mesmo efeito que N + PK na semeadura.

Romanini Jr. et al. (2007), estudaram ausência e presença de inoculação (estirpes de *R. leguminosarum* bv. *phaseoli* CENA CM 255 + CM 01 em 2002 e CM 255 + CM 225 em 2003) de sementes das cvs. Carioca Eté (2002) e Pérola (2003) combinadas com N mineral na semeadura (0 ou 10 Kg ha⁻¹ de N, fonte uréia) e em cobertura (0, 25, 50 e 75 Kg ha⁻¹ de N, fonte uréia). Concluíram que na média dos dois anos de estudo a inoculação proporcionou rendimento 17% significativamente maior que a não inoculação das sementes, que a adubação de semeadura teve efeito apenas em 2003 e que as doses de N em cobertura resultaram em acréscimo linear do rendimento dos grãos nos dois anos de estudo.

Pelegrin et al. (2009), associaram, na cv. Pérola, inoculação das sementes (*R. tropici* estirpe CIAT 899) com 20 Kg ha⁻¹ de N mineral fonte uréia na semeadura e constataram que este tratamento possibilitou rendimento de grãos de 3.339 Kg ha⁻¹, equivalente ao tratamento que recebeu 160 Kg ha⁻¹ de N (3.762 Kg ha⁻¹), o tratamento com inoculação sem aplicação de N mineral teve comportamento intermediário (3.131 Kg ha⁻¹) entre a testemunha absoluta (2.967 Kg ha⁻¹) e os tratamentos que envolveram inoculação + N mineral.

No feijoeiro-comum de hábito determinado, um rápido declínio nas taxas de fixação tem sido observado na fase de enchimento de grãos (CASSINI E FRANCO, 2006). De acordo com Silva et al. (1993), é

possível que a adubação nitrogenada em cobertura possa compensar o rápido declínio da atividade fotosintética e da fixação do N, garantindo, assim, ganhos significativos de produtividade de feijão em simbiose eficiente com estirpes de rizóbio em solos com baixa fertilidade.

Considerando a grande demanda de N pelo feijoeiro, a FBN, muitas vezes, ainda não é suficiente para dispensar o uso de adubação com N mineral (PE-REIRA, 2000), mas pode ter fundamental efeito complementar. Como a eficiência de utilização do N do fertilizante raramente excede 50%, na ausência de simbiose é necessário fornecer à planta mais de 100 Kg ha⁻¹ de N (BLISS, 1993). Em muitas regiões produtoras, as quantidades aplicadas em lavouras irrigadas de inverno chegam a exceder 150 Kg ha⁻¹ de N por ciclo de cultivo, o que se aproxima de uma taxa de aplicação de 2 Kg ha⁻¹ dia⁻¹ de N, econômica e ambientalmente questionável. Uma possibilidade de reverter esta situação é o manejo da simbiose feijoeiro-rizóbio, considerando-se a aplicação do inoculante combinado com baixas doses de N (CASSINI E FRANCO, 2006).

Os trabalhos sobre avaliação da eficiência simbiótica de estirpes de rizóbios em soja vêm sendo desenvolvidos, no Brasil, para garantir o fornecimento de todo o N necessário para as cultivares cada vez mais produtivas. Em diversos ensaios conduzidos desde então, tem-se constatado que, na presença de simbioses efetivas, não há necessidade de suprir a soja com adubos nitrogenados. Recentemente, têm surgido questionamento quanto a capacidade da FBN em atender as exigências em nitrogênio para garantir altas produtividades na cultura da soja. Com isso, induz um raciocínio que a soja deve receber adubação nitrogenada mineral suplementar, visando suprir uma suposta deficiência da simbiose microrganismo-planta. Para tentar esclarecê-las foram compilados vários resultados de experimentos conduzidos sob os sistemas de plantio direto e convencional, em solos com elevada população de células de *Bradyrhizobium spp.*, cultivado com variedades de diferentes ciclos de crescimento de soja.

Os trabalhos avaliados foram conduzidos em Londrina – PR, Ponta Grossa – PR e Planaltina – DF. Os solos onde os experimentos foram conduzidos haviam sido inoculados por vários anos apresentando uma população elevada de estirpes de *Bradyrhizobium* (10⁵ células por grama de solo). Além disso, a inoculação foi realizada para atender ao mínimo exigido pela atual legislação.

O rendimento da soja conduzido nos experimentos em Londrina – PR e Ponta Grossa – PR, sob sistema de plantio direto e convencional não foram afetados pela reinoculação, mas a população estabelecida de

Bradyrhizobium foi capaz de fornecer todo o N necessário ao desenvolvimento da soja, e não se constatou benefícios pela aplicação de fertilizante nitrogenado em nenhum dos estágios fenológicos estudados (Figura 52) (HUNGRIA et al., 2006).

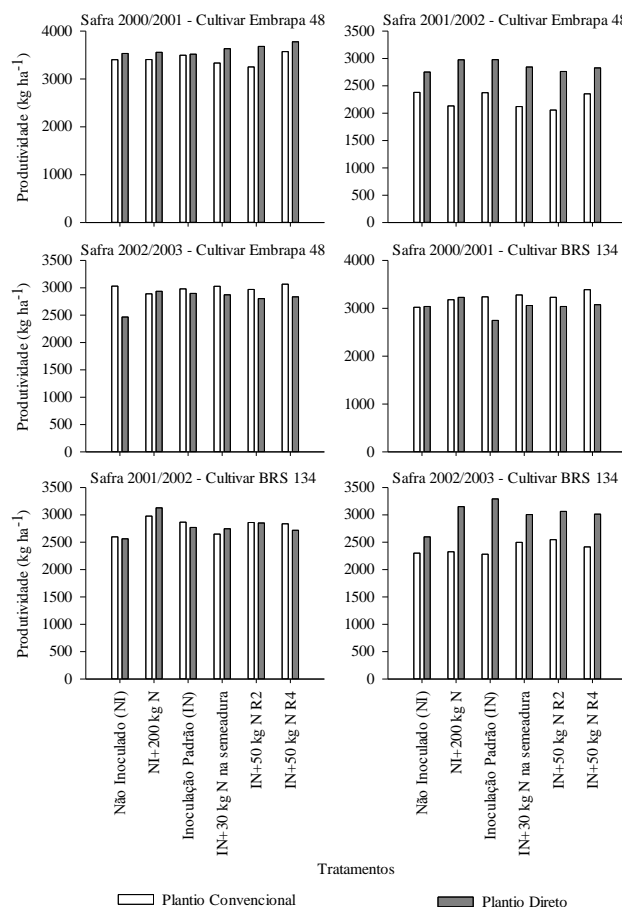


Figura 52. Rendimento de grãos de soja em resposta à reinoculação e à aplicação suplementar, tardia, de fertilizante nitrogenado em Londrina – PR. Fonte: Hungria et al. (2006).

Outra dúvida que surgiu é se, sob o sistema de plantio direto, a maior imobilização do nitrogênio do solo pelos resíduos vegetais adicionados nos cultivos de inverno implicaria na necessidade de complementação inicial com fertilizante nitrogenado, a “dose start”, para evitar sintomas iniciais de deficiência. Contudo, a dose inicial de 30 kg ha⁻¹ de N não resultou em incrementos significativos no rendimento da soja em PD, tanto em Londrina como em Ponta Grossa (Figuras 52 e 54) (HUNGRIA et al., 2006).

A falta de resposta à adubação nitrogenada inicial foi, recentemente, também relatada em experimentos conduzidos em plantio direto no Cerrado (Mendes et al., 2000) e no Rio Grande do Sul (CAMPOS et al., 2001). Há dúvidas, também, sobre a senescência dos nódulos após o florescimento, o que implicaria na necessidade de adubação nitrogenada nessa época. Contudo, foi

constatado, nos experimentos conduzidos em Planaltina – DF, que essa observação não acontece, pois não foi constatado incremento no rendimento pela aplicação de 50 kg de N no pré-florescimento ou no enchimento dos grãos (Figura 53).

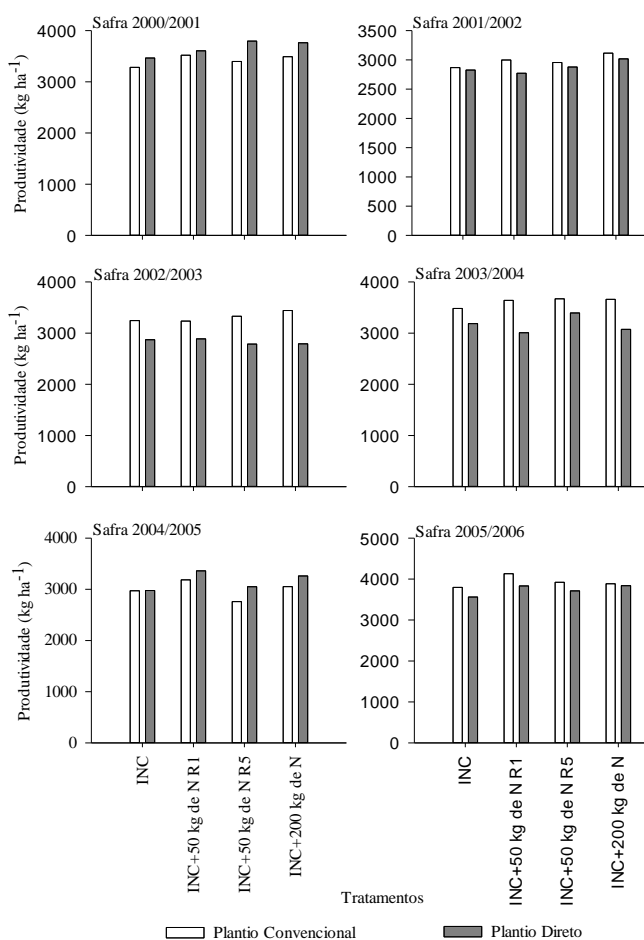


Figura 53. Rendimento de grãos de soja em resposta à inoculação e à aplicação suplementar de fertilizante nitrogenado em Planaltina – DF. Fonte: Mendes et al. (2008).

Surgiram dúvidas, ainda, de que uma possível senescência de nódulos após o florescimento afetaria ainda mais o fornecimento de N em cultivares de ciclo mais longo. Isso, porém, também não ficou comprovado nestes oito experimentos, uma vez que a aplicação de N não proporcionou incrementos no rendimento das cultivares BRS 134 e Embrapa 48 (Figura 50 e 52).

Finalmente, é importante salientar que em todos esses experimentos os rendimentos obtidos foram elevados, em média 3.200 kg ha⁻¹ no tratamento controle sem N-fertilizante, portanto, confirmando que o processo de fixação biológica do N é capaz de garantir todo o N necessário ao desenvolvimento das novas cultivares de soja, mais produtivas.

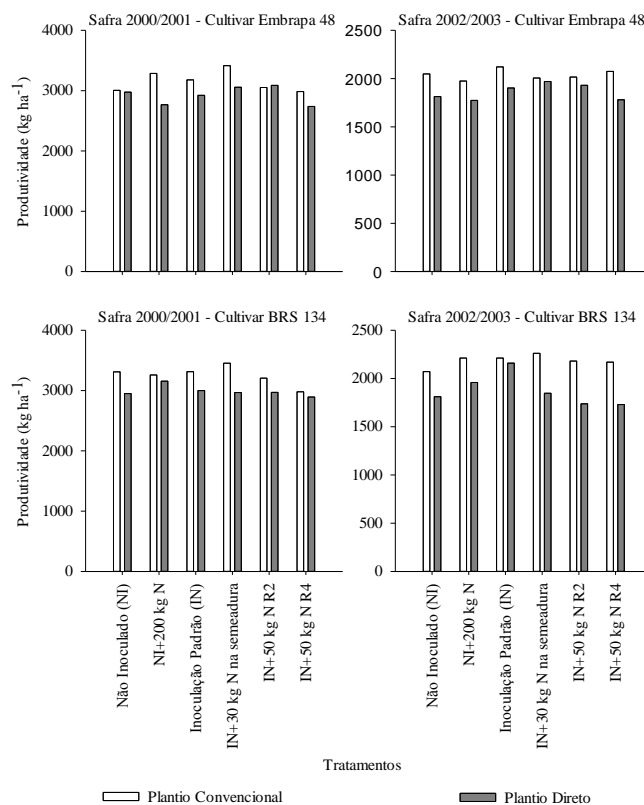


Figura 54. Rendimento de grãos de soja em resposta à re inoculação e à aplicação suplementar, tardia, de fertilizante nitrogenado em Ponta Grossa – PR. Fonte: Hungria et al. (2006).

5. Estimativas de redução do consumo do uso de fertilizantes nitrogenados

Na safra de 2014/15, seguindo uma tendência de anos anteriores, a totalidade do consumo de fertilizantes nitrogenados (ureia) no Brasil foi estreitamente relacionada com a produção total das principais culturas agrícolas nacionais (Tabela 10).

A ureia é um composto nitrogenado sólido, que se apresenta na forma de grânulos brancos e possui 46% de N na forma amídica. É o fertilizante nitrogenado mais utilizado para a maioria das culturas agrícolas. Na safra de 2014/2015 o consumo aparente total de ureia foi de 6,42 milhões de toneladas, sendo as culturas do milho e cana-de-açúcar responsáveis pelo consumo de 79% do fertilizante utilizado na agricultura.

Considerando a contribuição de 20% da fixação biológica de nitrogênio como uma fonte de nitrogênio para as culturas do trigo, milho, cana-de-açúcar e arroz, haveria uma redução na quantidade de fertilizante nitrogenado em 25%, o que representaria uma economia em 1,6 bilhões de reais.

Para a cultura do feijão, na safra de 2014/15, foram utilizadas 430 mil toneladas de ureia em uma área de 3034 milhões de hectares. Considerando que a FBN possa contribuir com 50% do nitrogênio necessário

para a cultura, haveria uma economia de 290 milhões de reais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

São muitos os estudos básicos e aplicados já desenvolvidos sobre a FBN na cultura do feijoeiro e da soja visando a seleção de estirpes que sejam tolerantes a acidez e a Al^{3+} , aumentando assim, a eficiência do processo de FBN, podendo duplicar a média da produtividade nacional. Além disso, um manejo adequado da FBN, em conjunto com a adubação nitrogenada na cultura do feijoeiro, pode aumentar a produtividade da cultura e reduzir os custos de produção devido ao alto preço dos fertilizantes nitrogenados.

Com relação a cultura da soja, os resultados obtidos em experimentos conduzidos em várias regiões do Brasil, indicam que a adubação nitrogenada, no plantio, no florescimento ou no enchimento de grãos, independentemente do sistema de manejo do solo, não apresenta vantagem econômica em relação à inocula-

ção de *Bradyrhizobium*, demonstrando que não há necessidade de utilização de adubação nitrogenada para essa cultura.

O emprego da inoculação de BFN na cultura de gramíneas como cana-de-açúcar, arroz, milho e trigo, alternativamente ou de forma consorciada com a adubação nitrogenada, mostra-se uma metodologia promissora, mas que ainda não apresenta uniformidade suficiente para ser implantada em larga escala.

Dessa forma, o isolamento de BFN mais eficientes na FBN, ou mesmo a utilização de consórcios dessas bactérias, privando pela capacidade adicional de alguns isolados de sintetizarem fitohormônios, solubilizarem fosfato e aumentarem a resistência das culturas a patógenos, tem sido o foco das pesquisas que vem sendo desenvolvidos para essas culturas.

Além disso, a seleção de variedades das culturas mais permissivas a associação com BFN é outro ponto que necessita ser aprimorado, visando aumentar a eficiência da FBN, bem como reduzir a utilização de fertilizantes nitrogenados, visando uma maior produtividade com menor contaminação ambiental.

Tabela 10. Análise econômica do gasto com fertilizante nitrogenado e contribuição da FBN para redução dos custos para as culturas do milho, trigo, arroz, cana-de-açúcar e feijão.

Culturas	Área plantada (10 ⁶ ha)	Produtividade média (kg ha ⁻¹)	Consumo total de nitrogênio - Ureia (10 ⁶ toneladas)	Gasto com Fertilizante nitrogenado (Bilhões de reais)	Consumo de ureia considerando a contribuição da FBN (10 ⁶ toneladas)	Gasto com Fertilizante nitrogenado considerando a contribuição da FBN (Bilhões de reais)	Redução dos custos com fertilizantes nitrogenados devido a contribuição da FBN (Milhões de reais)
Milho	15,60	5255	2,64	3,54	2,11	2,83	710
Trigo	2,47	2862	0,43	0,58	0,34	0,46	120
Arroz	2,30	5424	0,52	0,70	0,42	0,56	140
Cana-de-açúcar	9,00	70495	2,40	3,22	1,92	2,57	650
Feijão	3,03	1050	0,43	0,58	0,22	0,29	290

Preço da ureia: R\$ 1340,00 a tonelada (29/06/2015). Considerando uma eficiência de 20% para FBN em gramíneas. Considerando uma eficiência de 50% para o feijão.

REFERÊNCIAS

- AL-NIEMI, T. S.; KAHN, M. L.; McDERMOTT, T. R. P. Metabolism in the bean- *Rhizobium tropici* symbiosis. **Plant Physiology**, v.113, n. 4, p. 1233-1242, 1997.
- ALVA, A. K.; ASSHER, C. J.; EDWARDS, D. G. Effect of solution pH, external calcium concentration and aluminum activity on nodulation and early growth of cowpea. **Australian Journal Agricultural Research**, v. 41, n. 2, p. 359-365, 1990
- ALVES, G. C. et al. Differential plant growth promotion and nitrogen fixation in two genotypes of maize by several *Herbaspirillum* inoculants. **Plant and Soil**, v. 387, p. 307-321, 2015.
- AMARGER, N.; MACHERET, V.; LAGUERRE, G. *Rhizobium gallium* sp. nov. and *Rhizobium giardinii* sp. nov. from *Phaseolus vulgaris* nodules. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 47, n. 4, p. 996-1006, 1997.
- ANDRADE, M. J. B. et al. Influência do nitrogênio, rizóbio e molibdênio sobre o crescimento, nodulação radicular e teores de nutrientes no feijoeiro. **Revista Ceres**, v. 45, n. 257, p. 65-79, 1998.
- ANDRADE, M. J. B. et al., Resposta do feijoeiro às adubações nitrogenada e molibídica e à inoculação com *Rhizobium tropici*. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 25, n. 4, p. 934-940, 2001.
- ARAÚJO, E. O. et al., Effect of nitrogen fertilization associated with diazotrophic bacteria inoculation on nitrogen use efficiency and its biological fixation by corn determined using ¹⁵N. **African Journal of Microbiology Research**, v. 9, p. 643-650, 2015.
- ARAÚJO, F. F. et al., Híbridos e variedades de milho submetidos à inoculação de sementes com *Herbaspirillum seropedicae*. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, p. 1043-1054, 2013.
- ARF, O. et al., Efeito da inoculação e adubação nitrogenada em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivar Carioca 80. **Científica**, v. 19, n. 1, p. 29-38, 1991.
- BALDANI, J.I. et al., Characterization of *Herbaspirillum seropedicae* gen. nov., sp. nov., a root-associated nitrogen-fixing bacterium. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 36, p. 86-93, 1986.
- BALDANI, J. I. et al., Recent advances in BFN with non-legume plants. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, p. 911-922, 1997.
- BALDANI, V.L.D.; BALDANI, J.I.; DÖBEREINER, J. Inoculation of rice plants with the endophytic diazotrophs *Herbaspirillum seropedicae* and *Burkholderia* spp. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, p. 485-491, 2000.
- BALLEN, K. G. et al., Acidity and calcium interaction affecting cell envelope stability in *Rhizobium*. **Canadian Journal Microbiology**, v. 44, n. 6, p. 582-587, 1998.
- BLISS, F. A. Breeding common bean for improvement of biological nitrogen fixation. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 152, n. 1, p. 71-79, 1993.
- BODDEY, R.M.; DÖBEREINER, J. Nitrogen fixation associated with grasses and cereals: recent results and perspectives for the future research. **Plant Soil**, v. 108, p. 53-65, 1988.
- BODDEY, R. M. et al., Use of the ¹⁵N natural abundance technique for the quantification of the contribution of N₂ fixation to sugar cane and other grasses. **Australian Journal Plant Physiology**, v. 28, p. 889-895, 2001.
- BODDEY, R. M. et al., Endophytic nitrogen fixation in sugarcane: present knowledge and future applications. **Plant and Soil**, v. 252, p. 139-149, 2003.
- BOOTH, I. R. Regulation of cytoplasmic pH in bacteria. **Microbiology**, Washington, v. 49, n. 2, p. 359-378, 1985.
- BOTTINI, R. et al., Identification of gibberellins A1, A3 and iso-A3 in cultures of *Azospirillum lipoferum*. **Plant Physiology**, v. 90, p. 45-47, 1989.
- BURESH, R.J. et al. 2008. Nitrogen transformations in submerged soils. In: Schepers, J.S., Raun, W.R. (Eds.), Nitrogen in Agricultural Systems. Agronomy Monograph 49. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, Wis., USA, pp. 401-436.
- CACCIARI, I. et al., Phytohormone-like substances produced by single and mixed diazotrophic cultures of *Azospirillum* and *Arthrobacter*. **Plant and Soil**, v. 115, p. 151-153, 1989.
- CAMPOS, B. C.; HUNGRIA, M.; TEDESCO, V. Eficiência da fixação de N por estirpes de *Bradyrhizobium* na soja em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.583-592, 2001.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: UFV, 2007. cap. 7.
- CARVALHO, E. A. Avaliação agrônômica da disponibilização de nitrogênio a cultura de feijão sob sistema de semeadura direta. 2002. 80 p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002.
- CARVALHO, et al., Efeito de nitrogênio, molibdênio e inoculação das sementes em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) na região de Selvíria, MS: II. Qualidade fisiológica e desempenho das sementes em campo. **Científica**, v. 26, n. 1/2, p. 59-71, 1998
- CASSMAN, K. G.; WHITNEY, A. S.; STOCKINGER, K. R. Root growth and dry matter distribution of soybean as affected by phosphorus stress, nodulation, and nitrogen source. **Crop Science**, v. 20, p. 239-244, 1980.
- CASSINI, S. T. A.; FRANCO, M. C. Fixação biológica de nitrogênio: microbiologia, fatores ambientais e genéticos. In: VIEIRA, C.; PAULA JR., T. J.; BORÉM, A. (Eds.). **Feijão**. 2. ed. – Viçosa, MG: UFV, 2006. p. 143-170.
- CHAUDHARY, M. I.; FUJITA, K. Comparison of phosphorus deficiency effects on the growth parameters of mashbean, mungbean, and soybean. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 44, n. 1, p. 19-30, 1998.
- CHEN, H. C.; GARTNER, E.; ROLFE, B. G. Involvement of genes on a megaplasmid in the acid-tolerant phenotype of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 59, n. 4, p. 1058-1064, 1993b.
- CHEN, H. C.; RICHARDSON, A. E.; ROLFE, B. G. Studies on the physiological and genetic basis of acid tolerance in *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 59, n. 6, p. 1798-1804, 1993a.
- CHEN, W. X. et al., *Rhizobium huakuii* sp. nov. isolated from root nodules of *Astragalus sinicus*. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 41, n. 2, p. 275-280, 1991.
- Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: 14 outubro. de 2015.
- COELHO, L.F. et al., Interação de bactérias fluorescentes do gênero *Pseudomonas* e de *Bacillus* spp. com a rizosfera de diferentes plantas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1413-1420, 2007.
- CONCEIÇÃO, P.M. et al., Recobrimento de sementes de milho com ácidos húmicos e bactérias diazotróficas endofíticas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 545-548, 2008.
- CORREA, O. S.; BARNEIX, A. J. Cellular mechanisms of pH tolerance in *Rhizobium loti*. **World Journal Microbiology Biotechnology**, v. 13, n. 2, p. 153-157, 1997.
- CUNHA, J. F. et al., Balanço de nutrientes na agricultura Brasileira – 2009 a 2014. **Informações Agronômicas** N°145, Março 2014.
- DE MAAGD, R. A.; WIJENTJES, F. B.; LUGTENBERG, B. J. J. Evidence for divalent cation (Ca²⁺)-stabilized oligomeric proteins and covalently bound protein peptidoglycan complexes in the outer membrane of *Rhizobium leguminosarum*. **Journal Bacteriology**, v. 171, n. 7, p. 3899-3995, 1989.
- DOBBELAERE, S.; VANDERLEYDEN, J.; OKON, Y. Plant growth-promoting effects of diazotrophs in the rhizosphere. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 22, p.107-149, 2003.

- DÖBEREINER, J. History and new perspectives of diazotrophs in association with non-leguminous plants. **Symbiosis**, v. 13, p. 1-13, 1992.
- DÖBEREINER, J. Nitrogen-fixing bacteria of the genus *Beijerinchia* Derr in the rhizosphere of sugarcane. **Plant and Soil**, v. 5, p. 211-217, 1961.
- DUQUE, F. F. et al., The response of field grown *Phaseolus vulgaris* to *Rhizobium* inoculation and the quantification of the N₂ fixation using ¹⁵N. **Plant Soil**, v. 88, n. 3, p.333-43, 1985.
- ESWARAN, H. et al., Global distribution of soil with acidity. In: MONIZ, A. C.; FURLANI, A. M.; SCHAFFER, R. E.; FAGERIA, N. K.; ROSOLEM, C. A.; CANTARELA, H. (Eds.). *Plant Soils Interactions at low: Sustainable Agriculture and Forestry Production*. Campinas: **Brazilian Soil Science Society**, 1997. p. 159-164.
- FAN, H. et al., Physiological roles of aerenchyma in phosphorus-stressed roots. **Functional Plant Biology**, v. 30, p. 493-506, 2003.
- FERREIRA P. A. A. et al., Inoculação com cepas de rizóbio na cultura do feijoeiro. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2210-2212, 2009.
- FERREIRA, A. C. B.; ANDRADE, M. J. B.; ARAÚJO, G. A. A. Nutrição e adubação do feijoeiro. **Informe Agropecuário**, v. 25, n. 223, p. 61-72, 2004.
- FERREIRA, A. N. et al., Estirpes de *Rhizobium tropici* na inoculação do feijoeiro. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 3, p. 507-512, 2000.
- FERREIRA, J.S.; BALDANI, J.I.; BALDANI, V.L.D. Seleção de inoculantes à base de turfa contendo bactérias diazotróficas em duas variedades de arroz. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 32, p. 179-185, 2010.
- FRANCO, A. A. Fixação biológica de nitrogênio na cultura da soja no Brasil: Uma lição para o futuro. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 23-24, 2009.
- FUENTES-RAMIREZ, L. E. et al., Colonization of sugarcane by Acetobacter diazotrophicus is inhibited by high N fertilization. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 29, p. 117-128, 1999.
- GILLIS, M. et al., Poly phasic taxonomy in the genus Burkholderia leading to a amended description of the genus and proposition o *Burkholderia vietnamiensis* sp. nov. for N₂-fixing isolates from rice in Vietnam. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 45, p. 274-289, 1995.
- GOSS, T. J. et al., Cloning, characterization, and complementation of lesions causing acid sensitivity in Tn5-induced mutants of *Rhizobium meliloti* WSM419. **Journal of Bacteriology**, v. 172, n. 9, p. 5173-5179, 1990.
- GRAHAM, P. H. et al., Acid pH tolerance in strains of *Rhizobium* and *Bradyrhizobium*, and initial studies on the basis for acid tolerance of *Rhizobium tropici* UMR1899. **Canadian Journal Microbiology**, v. 40, n. 3, p. 198-207, 1994.
- GRAHAM, P. H.; HALLIDAY, J. Inoculation; nitrogen fixation in the gender *Phaseolus*. In: REUNIAO LATINO AMERICANA DE RHIZOBIUM, 8., 1976, Cali. **Anais... Cali: CIAT**, 1976. p. 313-337.
- GRAHAM, P. H.; ROSAS, J. C. Growth and development of indeterminate bush and climbing cultivars of *Phaseolus vulgaris* L. inoculated with *Rhizobium*. **Journal of Agricultural Science**, v. 88, p. 503-508, 1979.
- GRAHAM, P.H. Some problems of nodulation; symbiotic nitrogen fixation in *Phaseolus vulgaris* L.: review. **Field Crops Research**, v. 4, p. 93-112, 1981.
- GUIMARÃES, S. L. et al., Adição de molibdênio ao inoculante turfoso com bactérias diazotróficas usado em duas cultivares de arroz irrigado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, p. 393-398, 2007.
- HARA, F. A. S.; OLIVEIRA, L. A. Características fisiológicas e ecológicas de rizóbios oriundos de solos ácidos de Iranduba, Amazonas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 7, p. 667-672, 2005.
- HARA, F. A. S.; OLIVEIRA, L. A. Características fisiológicas e ecológicas de isolados de rizóbios oriundos de solos ácidos e álicos de Presidente Figueiredo, Amazonas. **Acta Amazônica**, v. 34, n. 3, p. 343-357, 2004.
- HARDARSON, G. et al., Genotypic variation in biological nitrogen fixation by common bean. **Plant Soil**, v. 152, n. 1, p. 59-70, 1993.
- HERRIDGE, D.F.; PEOPLES, M.B.; BODDEY, R.M. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. **Plant and Soil**, v. 311, p. 1-18, 2008.
- HINSINGER, P. Biologyavailability of soil inorganic p in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant and Soil**, v. 237, p. 173-195, 2001.
- HOLFORD, T. C. R. Soil phosphorus: Its measurement and its uptake by plants. **Australian Journal of Soil Research**, v. 35, p. 227-239, 1997.
- HORIENTE, E. C. Efeitos da aplicação de micronutrientes e nitrogênio mineral sobre a fixação simbiótica do nitrogênio atmosférico em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.). 1984. 39 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação)-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal, 1984.
- HOWIESON, J. G.; ROBSON, A. D.; ABBOTT, L. K. Acid tolerant species of *Medicago* produce root exudates at low pH which induce the expression of nodulation genes in *Rhizobium meliloti*. **Australian Journal Plant Physiology**, v. 19, p. 287-296, 1992.
- HUNGRIA, M. et al., M. Isolation and characterization of new efficient and competitive bean (*Phaseolus vulgaris* L.) rhizobia from Brazil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 32, n. 11/12, p. 1515-1528, Oct. 2000.
- HUNGRIA, M. et al., Inoculation with selected strains of *Azospirillum brasilense* and *A. lipoferum* improves yields of maize and wheat in Brazil. **Plant and Soil**, v. 331, p. 413-425, 2010.
- HUNGRIA, M. et al., Nitrogen nutrition of soybean in Brazil: Contributions of biological N₂ fixation and N fertilizer to grain yield. **Canadian Journal of Plant Science**. v. 33, p. 927- 939, 2006
- IGUAL, J. M.; RODRIGUEZ-BARRUECO, C.; CERVANTES, E. The effects of aluminum on nodulation and symbiotic nitrogen fixation in *Casuarina cunninggamiana* Miq. **Plant Soil**, v. 190, n. 1, p. 41-46, 1997.
- JOHNSON, A. C.; WOOD, M. DNA, a possible site of action of aluminum in *Rhizobium* spp. **Applied Environmental Microbiology**, v. 56, p. 3629-3633, 1990.
- JORDAN, D. C. Family III. Rhizobiaceae. In: KRIEG, N. R.; HOLT, J. G. (Ed.). **Bergey's manual of systematic bacteriology**. Baltimore: Williams and Wilkins, 1984. v. 1, p. 234-244.
- KENNEDY, I.R.; CHOUDHURY, A.T.M.A.; KECSKÉS, M.L. Non-symbiotic bacterial diazotrophs in crop-farming systems: can their potential for plant growth promotion be better exploited? **Soil Biology & Biochemistry**, v. 36, p. 1229-1244, 2004.
- KIPE-NOLT, J.A.; VARGAS, H.; GILLER, K.E. Nitrogen fixation in breeding lines of *Phaseolus vulgaris* L. **Plant Soil**, v. 152, n. 1, p. 103-106, 1993.
- KUSS, A.V. et al., Fixação de nitrogênio e produção de ácido indolacético in vitro por bactérias diazotróficas endofíticas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 1459-1465, 2007.
- LANGWORTH, T.A. Microbial life in extreme pH value. In: Kushner, D.J. (Ed.). *Microbial life in extreme environments*. New York: Academic Press, p. 279-315, 1978.
- LARA CABEZAS, W. A. R. et al., Influência da cultura antecessora e da adubação nitrogenada na produtividade de milho em sistema plantio direto e solo preparado. **Ciência Rural**, v. 34, p. 1005-1013, 2004.
- LARSEN, S. Soil phosphorus. **Advances in Agronomy**, v. 19, p. 151-210, 1967.

- LAUER, M. J.; BLEVINS, D. G. Dry matter accumulation and phosphate distribution in soybean grown on varying levels of phosphate nutrition. **Journal of Plant Nutrition**, v. 12, p. 1045-1060, 1989.
- LAWN, R.J.; BRUN, W. A. Symbiotic nitrogen fixation in soybean. Effect of photosynthetic source sink manipulations. **Crop Science**, v. 14, n. 1, p.11-16, 1974.
- LEMOS, L. B. et al., Inoculação de rizóbio e adubação nitrogenada em genótipos de feijoeiro. **Agronomia**, v. 37, n. 1, p. 27-32, 2003.
- LOPES, A. S.; BASTOS, A. R. S. Fertilizantes nitrogenados no Brasil: Um problema de escassez. **Inf. Agron.**, 120:4-5, 2007.
- LOPES, A.S.; BASTOS, A.R.S. Fertilizantes nitrogenados no Brasil: Um problema de escassez. In: PROCHNOW, L. I. (Org.). **INPI-Brasil: nova missão, novos tempos**. Piracicaba: IPNI, 2007. n. 120, p. 4-5, 2007.
- LOWENDORF, H. S.; ALEXANDER, M. Identification of *Rhizobium phaseoli* strains that are tolerant or sensitive to soil acidity. **Applied and Environment Microbiology**, v. 45, n. 3, p. 737-742, 1983a.
- LOWENDORF, H. S.; ALEXANDER, M. Selecting *Rhizobium meliloti* for inoculation of alfafa planted in acid soils. **Soil Science Society American Journal**, v. 47, n. 5, p. 935-938, 1983b.
- MAGALHÃES, F. M. et al., A new acid-tolerant *Azospirillum* species. **Academia Brasileira de Ciências**, v. 55, p. 417-430, 1983.
- MARSCHNER, H. Mineral nutrition of higher plants. 2. ed. London: Academic, 1995. 889 p.
- MARTINEZ-ROMERO, E. et al., *Rhizobium tropici*, a novel species nodulating *Phaseolus vulgaris* L. beans and *Leucaena* sp. trees. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 41, n. 3, p. 417-426, 1991.
- MENDES, I. C. et al., Eficiência fixadora de estirpes de rizóbio em duas culturas de feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 18, n. 3, p. 421-425, 1994.
- MENDES, I. C. et al., Adubação nitrogenada suplementar tardia em soja cultivada em Latossolo do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, p.1053-1060, 2008
- MENDES, I.C.; VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. Resposta da soja à adubação nitrogenada na semeadura, em sistemas de plantio direto e convencional na Região do Cerrado. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2000. 15p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa, 12).
- MOREIRA, F. M. S. et al., *Azorhizobium doebereineriae* sp. Nov. micro-symbiont of *Sesbania virgata* (Caz.) Pers. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 29, n. 3, p. 197-206, 2006.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.
- MORRISON, S. L.; BAIRD, L. M. Relationship of plant development to nodulation um determinate; indeterminate bean. **Journal of the American Society Horticultural Science**, v. 112, n. 3, p. 510-513, 1987.
- MOSTASSO, L. et al., Selection of bean (*Phaseolus vulgaris* L.) rhizobial strains for the Brazilian Cerrados. **Field Crops Research**, v. 73, n. 2/3, p. 121-132, 2001.
- MUKHERJEE, S. K.; ASANUMA, S. Possible role of cellular phosphate pool and subsequent accumulation of inorganic phosphate on the aluminum tolerance in *Bradyrhizobium japonicum*. **Soil Biology Biochemistry**, v. 30, p. 1511-1516, 1998.
- MYTTON, L. R. Developing a breeding strategy to exploit quantitative variation in symbiotic nitrogen fixation. **Plant Soil**, v. 82, n. 3, p. 329-335, 1984.
- NORRIS, V. et al., Calcium in bacteria: a solution to which problem? **Molecular Microbiology**, v. 5, n. 4, p. 775-778, 1991.
- O'HARA, G. W. et al., Maintenance of intracellular pH and acid tolerance in *Rhizobium meliloti*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 55, n. 8, p. 1870-1876, 1989.
- OLIVEIRA, A. L. M. et al., Response of micropropagated sugarcane varieties to inoculation with endophytic diazotrophic bacteria. **Brasilian Journal Microbiology**, v. 34, p. 59-61, 2003.
- OLIVEIRA, A. L. M. et al., Yield of micropropagated sugarcane varieties in different soil types following inoculation with diazotrophic bacteria. **Plant and Soil**, v. 284, p. 230-32, 2006.
- OLIVEIRA, A. L. M. et al., Colonization of sugarcane plantlets by mixed inoculations with diazotrophic bacteria. **European Journal of Soil Biology**, v. 45, p. 106-113, 2009.
- OTHMAN, W. M. W. et al., Low level phosphorus supply affecting nodulation, N₂ fixation and growth of cowpea (*Vigna unguiculata* L. Walp). **Plant and Soil**, v. 135, p. 67-74, 1991.
- PARKA, M. et al., Isolation and characterization of diazotrophic growth promoting bacteria from rhizosphere of agricultural crops of Korea. **Microbiological Research**, v. 160, p. 127-133, 2005.
- PATHANIA, N. et al., Molecular characterization of diazotrophic bacteria isolated from rhizosphere of wheat cropping system from central plain region of Punjab. **African Journal of Microbiology Research**, v. 8; p. 862-871, 2014.
- PELEGRIN, R. et al., Resposta da cultura do feijoeiro à adubação nitrogenada e à inoculação com rizóbio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 219-226, 2009.
- PEREIRA, E. G. **Diversidade de rizóbio em diferentes sistemas de uso da terra da Amazônia**. 2000. 93 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.
- PEREIRA, W. et al., Acúmulo de biomassa em variedades de cana-de-açúcar inoculadas com diferentes estirpes de bactérias diazotróficas. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44, p. 363-370, 2013.
- PEREIRA, P. A. A. Evidências de domesticação e disseminação do feijoeiro comum e consequências para o melhoramento genético da espécie. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 25, p. 19-23, 1990.
- PEREIRA, P. A. A. Fixação biológica de nitrogênio no feijoeiro. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 8, n. 90, p. 41-46, 1982.
- PURI, A.; PADDA, K.P.; CHANWAY, C.P. Can a diazotrophic endophyte originally isolated from lodgepole pine colonize an agricultural crop (corn) and promote its growth? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 89; p. 210-216, 2015.
- RADWAN, T.E.S.E.D.; MOHAMED, Z.K.; REIS, V.M. Efeito da inoculação de *Azospirillum* e *Herbaspirillum* na produção de compostos indólicos em plântulas de milho e arroz. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 987-994, 2004.
- RAPOSEIRAS, R. et al., *Rhizobium* strains competitiveness on bean nodulation in Cerrado soils. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, p. 439-447, 2006.
- REEVE, W. G.; TIWARI, R. P.; DILWORTH, M. J.; GLENN, A. R. Calcium affects the growth and survival of *Rhizobium meliloti*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 5, p. 581-586, 1993.
- REIS Jr., F. B. et al., Ocorrência de bactérias diazotróficas em diferentes genótipos de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 985-994, 2000.
- REIS, V.M. **Uso de Bactérias Fixadoras de Nitrogênio como Inoculante para aplicação em gramíneas**. Embrapa Agrobiologia: documento 232, jun. 2007.
- REIS, V.M.; BALDANI, J.I.; URQUIAGA, S. Recomendação de uma mistura de estirpes de cinco bactérias fixadoras de nitrogênio para inoculação de cana de açúcar. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, 2009. 4p. (Circular Técnica 30).
- REIS, V. M. et al., Technical approaches to inoculate micropropagated sugarcane plants with *Acetobacter diazotrophicus*, **Plant Soil**, v. 206, p. 205-211, 1999.
- RENNIE, R. J.; KEMP, G. A. N₂ fixation in field beans quantified by ¹⁵N dilution. I. Effect of strains of *Rhizobium phaseoli*. **Agronomy Journal**, v. 75, p. 640-644, 1983.
- RICHARDSON, A. E.; SIMPSON, R. J. Acid-tolerance and symbiotic effectiveness of *Rhizobium trifolii* associated with *Trifolium*

- subterraneum* L.-based pasture growing in acid soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.21, p.87-95, 1989.
- RICHARDSON, A. E. et al., Expression of nodulation genes in *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* is affected by low pH and by Ca²⁺ and Al ions. **Applied Environmental Microbiology**, v. 54, p. 2541-2548, 1988.
- ROBSON, A. D.; O'HARA, G. W.; ABBOTT, L. K. Involvement of phosphorus in nitrogen fixation by subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.). **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 8, p. 427-436, 1981.
- RODRIGUES, E. P. Isolamento e caracterização de mutantes de *Gluconacetobacter diazotrophicus* defectivos na produção de auxinas. 2008. 142p. Tese (Doutorado em Biotecnologia Vegetal) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.
- ROMANINI JR., A. et al., Avaliação da inoculação de rizóbio e adubação nitrogenada no desenvolvimento do feijoeiro, sob sistema plantio direto. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 74-82, 2007.
- ROSOLEM, C. A. **Nutrição e adubação do feijoeiro**. POTAFOS, Piracicaba, n. 8, 91 p., 1987.
- RUSCHEL, A. P.; RUSCHEL, R. Avaliação da fixação simbiótica de nitrogênio em feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 10, p. 11-17, 1975.
- RUSCHEL, A. P.; SAITO, S. M. T. Efeito da inoculação de *Rhizobium*, nitrogênio e matéria orgânica na fixação simbiótica de nitrogênio em feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, p. 21-24, 1977.
- RUSCHEL, A. P.; SAITO, S. M. T.; TULMANN-NETO, A. Eficiência da inoculação de *Rhizobium* em *Phaseolus vulgaris* L.: I. Efeitos de fontes de nitrogênio e cultivares. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 3, p. 13-17, 1979.
- RUSCHEL, A. P. et al., Field evaluation of N₂ fixation and N utilization by *Phaseolus* bean varieties determined by ¹⁵N isotope dilution. **Plant Soil**, v. 65, p. 367-407, 1982.
- SA, T. M.; ISRAEL, D. W. Nitrogen assimilation in nitrogen fixing soybean plants during phosphorus deficiency. **Crop Science**, v. 35, p. 814-820, 1995.
- SABINO, D.C.C. Interação planta-bactéria diazotróficas na cultura do arroz. 2007. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- SAITO, S. M. T. Avaliação em campo da capacidade de fixação simbiótica de estirpes de *Rhizobium phaseoli*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 17, p. 999-1006, 1982.
- SALA, V.M.R. et al., Resposta de genótipos de trigo à inoculação de bactérias diazotróficas em condições de campo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 833-842, 2007.
- SALA, V. M. R. et al., Novas bactérias diazotróficas endofíticas na cultura do trigo em interação com a adubação nitrogenada, no campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1099-1106, 2008.
- SALA, V.M.R. et al., Ocorrência e efeito de bactérias diazotróficas em genótipos de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 345-352, 2005.
- SANTI, C.; BOGUSZ, D.; FRANICHE, C. Biological nitrogen fixation in non-legume plants. **Annals of Botany**, v. 111, v. 743-767, 2013.
- SARAVANAN, V.S.; MADHAIYAN, M.; THANGARAJU, M. Solubilization of zinc compounds by the diazotrophic, plant growth promoting bacterium *Gluconacetobacter diazotrophicus*. **Chemosphere**, v. 66, p. 1794-1798, 2007.
- SARIC M.R.; SARIC Z.; GOVEDARICA M. Specific relations between some strains of diazotrophs and corn hybrids. **Plant and Soil**, v. 99, p. 147-162, 1987.
- SCHOLLA, L.; ELKAN, G. H. *Rhizobium fredii* sp. nov., a fast-growing species that effectively nodulates soybean. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 34, p. 484-486, 1984.
- SCHULTZ, N., et al., Inoculation of sugarcane with diazotrophic bacteria, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 38, p. 407-414, 2014.
- SCHULTZ, N., et al., Avaliação agrônômica de duas variedades de cana de açúcar inoculadas com bactérias diazotróficas e adubadas com nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 261-268, 2012.
- SEGOVIA, L.; YOUNG, J.P.W.; MARTINEZ-ROMERO, E. Reclassification of American *Rhizobium leguminosarum* biovar *phaseoli* type I strains as *Rhizobium etli* sp. Nov. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 43, n. 2, p. 374-377, 1993.
- SHUKLA, S.K. et al., Improving rhizospheric environment and sugarcane ratoon yield through bio-agent amended farm Yard manure in Udic Ustochrept soil. **Soil and Tillage**, v. 99, p. 158-168, 2008.
- SILVA, M.F. et al., formulados com polímeros e bactérias endofíticas para a cultura da cana de açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 1437-1443, 2009.
- SILVA, P. M.; TSAI, S. M.; BONETTI, R. Response to inoculation and N fertilization for increased yield and biological nitrogen fixation of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Plant Soil**, v. 152, p. 123-130, 1993.
- SINGH, K. P. et al., Yield and soil nutrient balance of sugarcane plant ratoon system with conventional and organic nutriente management in subtropical India. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.79, p. 209-219, 2007.
- SINGLETON, P. W.; ABDELMAGID, H. M.; TAVARES, J. W. Effect of phosphorus on the effectiveness of strains of *Rhizobium japonicum*. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 613-616, 1985.
- SOARES, A. L. L. et al., Eficiência Agrônômica de Rizóbios selecionados e diversidade de populações nativas nodulíferas em Perdões, MG. II-Feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 30, p. 803-811, 2006.
- SPAEPEN, S.; VANDERLEYDEN, J.; REMANS, R. Indole-3-acetic acid in microbial and microorganism-plant signaling. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 31, p. 425-448, 2007.
- TAN, Z. Y. et al., *Rhizobium yanglingense* sp. nov. isolated from arid and semi-arid regions in China. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 51, p. 901-914, 2001.
- TOLEDO, I.; LLORET, L.; MARTINEZ-ROMERO, E. *Sinorhizobium americanum* sp. nov., a new *Sinorhizobium* species nodulating native *Acacia* spp. in Mexico. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 26, p. 54-64, 2003.
- TRÂN VAN, V. et al., Repeated beneficial effect of rice inoculation with a strain of *Burkholderia vietnamiensis* on early and late yield components in low fertility sulphate acid soils of Vietnam. **Plant and Soil**, v. 218, p. 273-284, 2000.
- TSAI, S. M. et al., Minimizing the effect of mineral nitrogen on biological nitrogen fixation in common bean by increasing nutrient levels. **Plant Soil**, v. 152, p. 131-138, 1993.
- TWARY, S. N.; HEICHEL, G. H. Carbon cost of dinitrogen fixation associated with dry matter accumulation in alfalfa. **Crop Science**, v. 31, p. 985-992, 1991.
- URQUIAGA, S.; CRUZ, K.H.S.; BODDEY, R.M. Contribution of nitrogen fixation to sugar cane: Nitrogen-15 and nitrogen-balance estimates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 105-114, 1992.
- URQUIAGA, S. et al., Evidence from field nitrogen balance and ¹⁵N natural abundance data for the contribution of biological N₂ fixation to Brazilian sugarcane varieties. **Plant and Soil**, v. 356, p. 5-21, 2011.
- URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. (Ed.) **Manejo eficiente de la fertilización nitrogenada de cultivos anuales em la América Latina y el Caribe**. Porto Alegre: Genesis; Rio de Janeiro: Embrapa Agrobiologia, 110 p., 2000.

- VARGAS, A. A. T.; GRAHAM, P. H. *Phaseolus vulgaris* variety and *Rhizobium* strain variation in acid-pH tolerance and nodulation under acid conditions. **Field Crops Research**, v.19, p.91-101, 1998.
- VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. **Biologia dos Solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA, 1997. 524 p.
- VARGAS, M. A. T. et al., Resposta do feijoeiro à inoculação com *Rhizobium leguminosarum* bv. *phaseoli*, em condições de cerrado. In: REUNIÃO NACIONAL DE PESQUISA DE FEIJÃO, 4, 1993, Londrina. **Resumos...** Londrina: Instituto Agronômico do Paraná, 1993. 126 p.
- VASSILEVA, V. et al., Effect of low pH on nitrogen fixation of common bean grown at various calcium and nitrate levels. **Journal of Plant Nutrition**, v. 20, p. 279-294, 1997.
- VIDEIRA, S. S. et al., Genetic diversity and plant growth promoting traits of diazotrophic bacteria isolated from two Pennisetum purpureum Schum. genotypes grown in the field. **Plant and Soil**, v. 356, p. 51-66, 2012.
- VIEIRA, N.M.B. et al., Comportamento dos genótipos de feijoeiro em relação à adubação com nitrogênio mineral e inoculação com rizóbio. **Agropecuária Catarinense**, v. 18, p. 57-61, 2005.
- VINCENT J. M. Influence of calcium and magnesium on the growth of *Rhizobium*. **Journal General Microbiology**, v. 28, p. 653-663, 1962.
- WATKIN, E. L. J.; O'HARA, G. W.; GLENN, A. R. Calcium and acid stress interact to affect the growth of *Rhizobium leguminosarum* bv *trifolii*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, p. 1427-1432, 1997.
- WATKIN, E. L. J.; O'HARA, G. W.; GLENN, A. R. Physiological responses to acid stress of an acid-soil tolerant and acid-soil sensitive strain of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii*. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 621-624, 2003.
- WOOD, M. A mechanism of aluminum toxicity to soil bacteria and possible ecological implications. **Plant Soil**, v. 171, p. 63-69, 1995.
- WOOD, M.; COOPER, J. E.; BJOURSON, A. J. Response of *Lotus rhizobia* to acidity and aluminum in liquid culture and in soil. **Plant and Soil**, v. 107, p. 227-231, 1988.
- WRIGHT, R. J.; BALIGAR, V. C.; MURRMANN, R. P. **Plant-soil interactions at low pH**: proceedings of the Second International Symposium on Plant-soil Interactions at Low pH. Beckley: Kluwer, 1990.
- YADAV, R.L. et al., Effect of *Gluconacetobacter diazotrophicus* and *Trichoderma viride* on soil health, yield and N-economy of sugarcane cultivation under subtropical climatic conditions of India. **European Journal of Agronomy**, v. 30, p. 296-30, 2009.
- ZILLI, J. E. et al., **Levantamento da biodiversidade de rizóbio em diferentes áreas de um sistema integrado de produção agroecológica**. Seropédica: EMBRAPA, 15 p., 1998.

VERMICOMPOSTAGEM COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS NAS PROPRIEDADES RURAIS DO SUL DO BRASIL

Daniel Pazzini Eckhardt¹, Zaida Inês Antonioli², Gustavo Schiedeck³, Natielo Almeida Santana⁴, Marciel Redin⁵, Jorge Dominguez⁶ & Rodrigo Josemar Seminoti Jacques⁷

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Rua 21 de abril, 80, Bairro São Gregório, Dom Pedrito, CEP 96450-000, RS, Brasil. E-mail: daniel.pazzini@hotmail.com. Autor para correspondência.

² Bióloga, Doutora em Ecologia de Aspectos Moleculares Micorrízicos, Professora do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. Pesquisador 2-CA/AG do CNPq. E-mail: zantonioli@gmail.com

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Pesquisador em Agroecologia - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Estação Experimental Cascata Clima Temperado. Rodovia BR 392, km 78, Pelotas, CEP 96001970, RS, Brasil. E-mail: gustavo.schiedeck@embrapa.br

⁴ Engenheiro Agrônomo, Doutorando Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo - Universidade Federal de Santa Maria. E-mail: natielo_sm@hotmail.com

⁵ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Rua Cipriano Barata, 47, CEP 98600000, Três Passos, RS, Brasil. E-mail: marcielredin@gmail.com

⁶ Biólogo, Doutor em Ciências Biológicas, Professor Universidade de Vigo (UVIGO), Campus As Lagoas Marconsede, CEP 36200, Vigo, Espanha. E-mail: jdguez@uvigo.es

⁷ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria. Pesquisador 2-CA/AG do CNPq. E-mail: rodrigo@ufsm.br

INTRODUÇÃO

A atividade agrícola da Região Sul do Brasil é muito diversificada, mas um ponto em comum entre as propriedades rurais é a geração de grandes montantes de resíduos orgânicos. Entre estes, destacam-se os esterco, que apresentam grande potencial de contaminação ambiental, por conterem alta carga orgânica (demanda bioquímica de oxigênio/demanda química de oxigênio), e alto teor de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, entre outros), metais pesados, ovos de helmintos, coliformes fecais e outros microrganismos patogênicos. Maiores informações sobre contaminação e poluição do solo e da água podem ser encontrados nos Capítulos I a VI (Mallmann et al., 2016; Clasen et al., 2016; Bastos et al., 2016; Lourenzi et al., 2016; Caner e Tiecher et al., 2016; Kaiser et al., 2016) e IX (Capoane et al., 2016) do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil – Impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água”** e no Capítulo VII deste livro (COPETTI et al., 2016).

O processamento agroindustrial de carnes gera grande quantidade de resíduos, como os provenientes dos abatedouros, que na sua grande maioria são formados por fragmentos de vísceras, músculos, gorduras, ossos e sangue (SUNADA et al., 2015). Há grande geração de resíduos também, pelo processamento de

vegetais e frutas. A indústria vinícola do RS gera anualmente 336 mil toneladas de bagaço de uva, um resíduo de difícil destinação (MARTÍNEZ-CORDEIRO et al., 2013). Além disso, há geração de resíduos oriundos do beneficiamento da soja, milho, trigo, arroz e outras culturas, que muitas vezes são destinados de forma incorreta.

Até alguns anos atrás, o simples descarte de resíduos orgânicos no solo era visto como satisfatório. Porém, os vários problemas ambientais, resultantes desta prática, estimularam as discussões acerca de alternativas para o tratamento destes materiais, e resultaram no estabelecimento da Lei Federal 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Esta lei dispõe sobre os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relativas à gestão e ao gerenciamento de resíduos produzidos pela sociedade. Foi estabelecido que os resíduos gerados pelas atividades agropecuárias, denominados resíduos agrossilvipastoris (gerados pelas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades) devem ser reciclados ou dispostos de forma ambientalmente correta. Desta forma, se o descarte for feito de forma incorreta, o produtor rural pode ser responsabilizado judicialmente pela má gestão dos resíduos gerados na sua propriedade.

Os resíduos orgânicos, tratados adequadamente, são excelentes fontes de nutrientes para as plantas,

além de melhorarem diversas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Assim, o produtor rural, ao fazer o tratamento adequado dos resíduos, reduz a poluição ambiental, adequa-se a legislação, reduz o custo de produção, aumenta a produtividade das plantas e melhora as condições do solo.

Dentre os processos de tratamento de resíduos orgânicos, mais viáveis, para serem utilizados na propriedade rural, estão a compostagem e a vermicompostagem. Nestes processos, os resíduos orgânicos são transformados em fertilizantes orgânicos, possibilitando o retorno de parte dos nutrientes ao solo (ciclagem de nutrientes), e a redução da poluição ambiental. Fertilizante orgânico é definido como o produto de origem animal ou vegetal, que propicia melhorias nas qualidades físicas, químicas e biológicas do solo (KIEHL, 1985; DOMÍNGUEZ et al., 2010). Inclusive a legislação brasileira prevê valores de concentração de nutrientes, pH, relação C:N e teor de metais, que os fertilizantes orgânicos devem apresentar, quando destinados a comercialização (BRASIL, 2014).

A compostagem é um processo controlado, caracterizado pela degradação microbiana aeróbica da matéria orgânica. A palavra compostagem vem do latim *compositum* e significa mistura, pois, normalmente, o material a ser compostado é uma mistura de resíduos. Os microrganismos degradam a matéria orgânica, utilizando-a como fonte de carbono e energia para o seu crescimento (TÍQUIA, 2005), consomem o oxigênio (O₂) e liberam o gás carbônico (CO₂) e a água, além de gerar calor, que é responsável pela eliminação dos microrganismos patogênicos (EPSTEIN, 1997). O produto da compostagem é o fertilizante orgânico, denominado composto orgânico ou simplesmente composto.

A vermicompostagem, também é um processo de degradação, no entanto, neste processo, há a participação de minhocas na degradação e estabilização do material orgânico, além dos microrganismos (DOMÍNGUEZ et al., 2004). As minhocas ingerem, trituram e degradam os resíduos orgânicos em ação conjunta com os microrganismos, que habitam o seu trato digestivo, produzindo fertilizante orgânico denominado de vermicomposto (LANDGRAF et al., 1999; DOMÍNGUEZ; PEREZ-LOUSADA, 2010). A vantagem do processo de vermicompostagem sobre a compostagem, no contexto agrícola, está na produção de um fertilizante orgânico com maior grau de estabilização, que apresenta maiores níveis de ácido húmico (COTTA et al., 2015) e menor relação C:N (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMÍNGUEZ, 2008). Outros benefícios da vermicompostagem são a simplicidade de manejo, a baixa utilização de mão de obra, e a rápida multiplicação e facilidade de adaptação das minhocas

a diferentes tipos de resíduos orgânicos (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009; CAMARGO et al., 1997).

Além de propiciar a reciclagem de nutrientes, a utilização de fertilizantes orgânicos, pelos produtores, pode significar uma nova estratégia de produção. A procura por alimentos mais saudáveis, livres da contaminação de insumos químicos, vem crescendo, consideravelmente, nos últimos anos. Nas prateleiras dos estabelecimentos comerciais é cada vez mais comum encontrarmos alimentos com selos de orgânicos e agroecológicos. Atualmente, a produção orgânica de alimentos é desenvolvida em 164 países, ocupa cerca de 37,5 milhões de hectares, envolve 1,6 milhão de agricultores e representa um mercado de US\$ 63,8 bilhões (FIBL-IFOAM, 2014). Neste sentido, a produção de base ecológica visa desenvolver agroecossistemas com dependência mínima ou nenhuma de insumos externos à propriedade (ALTIERI, 2008), e têm recebido cada vez mais consumidores.

A transformação dos resíduos orgânicos em fertilizantes orgânicos, e a consequente economia de gastos com fertilizantes sintéticos ou minerais, pode representar uma redução nos custos de produção da propriedade rural. Segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA), em 2015, o consumo de fertilizantes ultrapassou 28 milhões de toneladas, deste mais de 60% foi importado. Neste sentido, a adubação orgânica é uma alternativa aos fertilizantes minerais, que são oriundos de fontes escassas e de elevado custo para aquisição (SCHUMACHER et al., 2001).

1. Resíduos utilizados na vermicompostagem

As minhocas podem se alimentar de diversos materiais, de modo que quase todos os resíduos orgânicos podem ser utilizados na vermicompostagem. A maioria é comumente utilizada na forma de misturas, embora alguns são utilizados de forma pura. Os resíduos mais utilizados na vermicompostagem são palhas, esterco, serragem, casca de arroz, restos de frutas, verduras, resíduos urbanos (como é o caso do lixo orgânico doméstico e do lodo de esgoto), resíduos agroindustriais (resíduos de frigoríficos, usinas de laticínios, indústrias de conservas e extração de sucos, fabricação de café solúvel, curtumes, etc), além de outros, que poderão estar disponíveis na região (LIM et al., 2014; WANG et al., 2014; ALI et al., 2015).

Contudo, nem todos os resíduos orgânicos são adequados para a alimentação das minhocas. Alguns necessitam de procedimentos prévios, outros possuem elementos tóxicos ou com características químicas capazes de afugentar ou mesmo matar as minhocas, e há resíduos que podem gerar odores desagradáveis e

atrair organismos indesejáveis. A seguir serão apresentadas informações importantes referentes a algumas restrições no uso de resíduos orgânicos para as minhocas.

Os resíduos orgânicos ricos em amônia, como a cama de aviário, ou em sais inorgânicos, como restos de alimentação temperados, são bastante prejudiciais à sobrevivência e à reprodução das minhocas. A compostagem prévia para eliminar a amônia, e a lavagem do resíduo para retirar o sal, são as estratégias mais utilizadas nesses casos (DOMINGUEZ; EDWARDS, 2011). Além disso, alimentos com elevado conteúdo de sais podem afetar a qualidade final do vermicomposto, uma vez que altas quantidades de sais podem causar problemas para a germinação e o crescimento das plantas (BRITO et al., 2012).

Um sério problema que deve ter a atenção dos produtores rurais é o uso de esterco de animais tratados com vermífugos. A ivermectina é um dos mais populares vermífugos usados nas criações de animais, e seu impacto sobre as minhocas ainda é controverso. Alguns estudos apontam a ivermectina como um produto tóxico para as minhocas (WANG et al., 2012), outros afirmam que os efeitos não são significativos (SUN et al., 2005; SVENDSEN et al., 2002). De todo modo, recomenda-se não utilizar esterco de animais que receberam vermífugos há poucos dias, pois há relatos de morte generalizada das minhocas que se alimentaram de esterco contaminado com estes produtos.

A utilização de restos vegetais de roçadas, que contenham sementes ou propágulos de plantas daninhas, poderá ser utilizada na vermicompostagem, somente, após a realização da compostagem. Devido às altas temperaturas, a compostagem promove a morte das sementes e propágulos das plantas daninhas (TRAUTMANN; KRASNY, 1997). Deve-se ter atenção também ao uso de restos de plantas doentes, tais como tomate (*Solanum lycopersicum*) e batata (*Solanum tuberosum*). Além disso, o vermicomposto produzido não deve ser utilizado para a adubação de plantas da mesma espécie ou família, porque algumas doenças podem ser transmitidas pelo vermicomposto. Neste caso, um eficiente processo de compostagem deve ser realizado previamente à vermicompostagem, visando eliminar os patógenos presentes nos resíduos de plantas doentes.

As minhocas são organismos aeróbicos, dessa forma o ambiente formado pelos resíduos deve ser poroso o suficiente para fornecer oxigênio para sua respiração. As minhocas tendem a migrar para locais onde há maior aeração (DOMINGUEZ; EDWARDS, 2011). Por isto, para o fornecimento dos resíduos às minho-

cas, deve-se utilizar uma mistura de resíduos de decomposição lenta e de maior granulometria, tais como folhas secas, galhos secos picados e aparas de madeira, os quais serão responsáveis por formar poros nos resíduos, que facilitarão as trocas gasosas.

Apesar das minhocas normalmente utilizadas nos minhocários (vermelha da Califórnia) serem bastante tolerantes ao pH ácido, quando grandes quantidades de resíduos muito ácidos ou resultantes do processamento de frutas cítricas são utilizados, a acidez pode se tornar um problema, provocando a migração das minhocas para outros pontos do minhocário com pH mais alcalino. O pH dos resíduos deve ser superior a 5,0 e eventuais ajustes podem ser feitos com a adição de calcário. Da mesma forma, uma compostagem prévia destes resíduos eleva o pH para valores próximos da neutralidade, permitindo sua utilização (NAIR et al., 2006)

Deve ser evitada a utilização direta na vermicompostagem de resíduos de peixe, mariscos, carnes, gorduras, alimentos cozidos ou saladas temperadas (COLÓN et al., 2010; WARMAN; ANGLOPEZ, 2010) e de resíduos lácteos, que rancidificam rapidamente (TRAUTMANN; KRASNY, 1997). Os elevados teores de proteína presentes nestes resíduos podem produzir odores, atrair moscas e roedores (SHERMAN; APPELHOF, 2010). Para superar esta limitação, recomenda-se a realização da compostagem previamente à vermicompostagem. Também recomenda-se evitar a adição de fezes humanas e de animais de estimação (cães e gatos), devido aos patógenos que podem ser transmitidos (SHERMAN; APPELHOF, 2010).

Um minhocário em bom funcionamento não deve gerar odor desagradável ou atrair ratos e insetos. Mesmo em estruturas simples e de pouco investimento de mão-de-obra, a vermicompostagem é capaz de reduzir em 46% (base seca) o volume de resíduos orgânicos como esterco e restos alimentares (HELENA et al., 2015), transformando-os em um vermicomposto homogêneo, poroso e sem cheiro (YADAV; GARG, 2011). Contudo, a adição e o manejo inadequado de determinados resíduos podem causar problemas.

A intensidade e a característica do odor despreendido dos minhocários varia conforme a composição dos resíduos e as condições do processo. Os resíduos pouco porosos ou muito compactados levam à baixa disponibilidade de oxigênio e, conseqüentemente, à geração de odores desagradáveis (BERNAL et al., 2009). A utilização de materiais que possibilitem a circulação de oxigênio pode solucionar o problema, aumentando a aeração no interior dos resíduos.

A decomposição lenta de alguns resíduos, também pode gerar mau cheiro, assim como vegetais que naturalmente liberam um odor forte ao se decompor,

como cebola e brócolis. A solução é evitar a adição desse tipo de resíduo em grandes volumes no minhocário e, sempre que possível, adicionar uma camada de serragem, folhas ou composto pronto sobre os resíduos recém-inseridos.

O odor desagradável em um processo de transformação de resíduos orgânicos decorre da formação de gases, como amônia, ácido sulfídrico, metano e óxido nítrico (AMLINGER et al., 2008), contudo, o potencial de emissão em um minhocário é três vezes menor do que em uma compostagem tradicional (LLEÓ et al., 2013). Os resíduos com uma baixa relação carbono/nitrogênio (C/N) tendem a volatilizar a amônia gerando mau cheiro, além da perda de nitrogênio do vermicomposto (LI et al., 2008), principalmente quando em meio alcalino (RAVIV et al., 2004). A mistura de materiais ricos em carbono, como palhas, cascas, resíduos de poda, entre outros, reduz a emissão de gases como amônia e ácido sulfídrico (YUAN et al., 2015).

Já em meio ácido, o mau cheiro no processo pode estar associado à presença de bactérias anaeróbias, que degradam os carboidratos durante a fermentação, dando origem a ácidos orgânicos e outras substâncias odoríferas. Nesse caso, as estratégias mais eficazes para contornar o problema são a aeração e a redução da temperatura dos resíduos ou a adição de produtos com pH alcalino ou próximos da neutralidade, como calcário e vermicomposto/composto já estabilizado (SUNDBERG et al., 2013). Outra fonte do odor pode surgir quando o manejo dos resíduos é feito de forma equivocada, sobrecarregando o minhocário, ou seja, quando a introdução de resíduos é superior à capacidade de processamento das minhocas (LLEÓ et al., 2013).

Devido à grande variedade de resíduos orgânicos que podem ser fornecidos às minhocas, em alguns casos pode haver dúvidas se o alimento está ou não em condições de ser utilizado no minhocário. Porém, é possível determinar, de forma rápida e em nível de propriedade rural, a qualidade dos resíduos que se pretende utilizar como alimento para as minhocas. Um teste simples foi descrito por Schiedeck et al. (2014) e ilustrado na **Figura 55**:

- Num recipiente (vaso feito de garrafa PET de 2 litros) são colocadas cerca de 300 gramas do resíduo a ser avaliado (**Figura 55 a**);
- Na superfície do resíduo são colocadas 10 minhocas adultas (**Figura 55 a**);
- O recipiente deve ser fechado com pano ou tecido tipo TNT, para permitir a respiração das minhocas e fixado na parte superior com um barbante ou cordão de borracha (**Figura 55 b**);

- Após 24 horas, o pano é retirado e verifica-se se houve tentativa de fuga das minhocas (**Figura 55 c**);
- Em seguida, conta-se o número de minhocas que permaneceram vivas no resíduo (**Figura 55 d**).

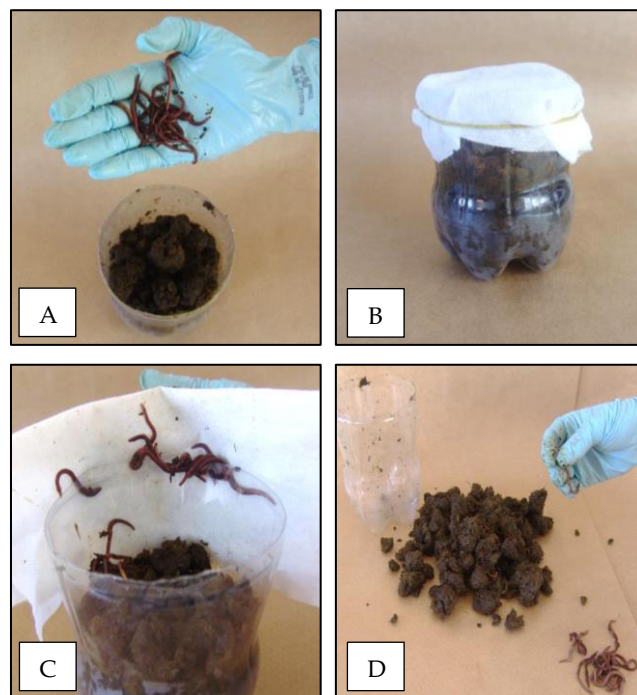


Figura 55. Etapas do teste de aceitação de alimentos para as minhocas.

Se todas as minhocas estiverem vivas no resíduo, é sinal de que ele pode ser utilizado para a vermicompostagem. Entretanto, se houver tentativa de fuga das minhocas do recipiente ou com algum sintoma anormal, como os descritos abaixo, isso pode indicar que o resíduo ainda não pode ser utilizado ou precisa ser compostado previamente à vermicompostagem:

- Lentidão ou ausência de movimentos;
- Minhocas agrupadas em um ponto específico do resíduo;
- Minhocas mortas no interior ou na superfície do resíduo;
- Cheiro desagradável no resíduo ou nas minhocas;
- Corpo amolecido além do normal;
- Partes do corpo inchadas ou com aspecto sangüinolento.

Esse teste deve ser repetido tantas vezes quanto necessário, até se ter certeza de que o resíduo está em condições de ser utilizado e não representará risco para as minhocas. O teste é particularmente importante quando se está utilizando o resíduo pela primeira vez ou quando sua origem é desconhecida.

Como diversas vezes acima citado, é recomendado a realização da compostagem dos resíduos orgânicos anteriormente a vermicompostagem. Esta etapa importante tem como principal finalidade evitar a elevação da temperatura durante o processo de vermicompostagem, o que causaria fuga ou morte das minhocas. Além disto, a elevação da temperatura durante a compostagem proporciona a eliminação de organismos patogênicos e das sementes de plantas daninhas, e modifica as características dos resíduos orgânicos para melhor alimentação das minhocas (altera pH, salinidade, etc).

Para a realização de um adequado processo de compostagem, devem ser observados alguns aspectos tais como: (i) a relação C/N inicial dos resíduos orgânicos, que deve ser próxima a 30/1, (ii) o pH não pode ser muito ácido (abaixo de 4,0) ou muito alcalino (acima de 10), (iii) a umidade da pilha deve ser mantida alta, (iv) a aeração (revolvimentos) deve ser realizada a cada 2 ou 3 dias para reduzir a temperatura da pilha (que não pode ultrapassar os 65°C) e para fornecer oxigênio aos microrganismos. Somente após a temperatura da pilha de compostagem retornar a temperatura ambiente (25 a 30°C) é que o material poderá ser utilizado na vermicompostagem sem o perigo de prejudicar as minhocas.

2. Instalações para a vermicompostagem

O objetivo das instalações é abrigar o resíduo a ser vermicompostado e as minhocas durante o processo de vermicompostagem, assim como protegê-las do ataque dos predadores. Independentemente do tipo de minhocário, há que se considerar que as minhocas são organismos que apresentam respiração cutânea e não se adaptam bem a luz, devido a isso, a umidade do material orgânico deve ser preservada num nível adequado (nem muito seco, nem muito úmido) e não deve ser permitida a entrada de luz. Por isto, é recomendada a utilização de uma cobertura nos canteiros, para evitar a entrada de água da chuva e a incidência de luz, além de proteger as minhocas do ataque de alguns predadores. Vários tipos de instalações atendem estas necessidades, modelos de baixo custo, feitos com materiais simples, como bambus e tela tipo agrícola (sombrite), e também modelos de maior custo, como canteiros de alvenaria ou caixas plásticas. A escolha do tipo de instalação dependerá basicamente da capacidade de investimento do produtor rural e da quantidade de resíduo a ser tratada, pois grandes volumes de resíduos demandam instalações maiores e mais resistentes, como as de alvenaria.

O local para a instalação do minhocário deve situar-se próximo a uma fonte de água e, se possível,

também próximo do local de geração dos resíduos que serão utilizados para a produção do vermicomposto, evitando assim a necessidade de transporte dos resíduos por longas distâncias. São preferidos os terrenos com boa drenagem e uma pequena inclinação para facilitar o escoamento da água em excesso. Os minhocários devem apresentar proteção contra o vento e a radiação solar direta, especialmente nas horas mais quentes do dia, por isto pode ser construído próximo a galpões ou área com árvores no entorno.

Os minhocários podem ser construídos de diversos materiais, dependendo da finalidade da criação. Nas pequenas criações podem ser utilizadas desde caixas de madeira, baldes ou zinco galvanizado. Normalmente nas propriedades rurais os minhocários são construídos na forma de canteiros, com 35 – 45 cm de altura, 100 a 120 cm de largura e comprimento variável, de acordo com a quantidade de resíduo a ser vermicompostado. Eles podem ser construídos de madeira, bambus, alvenaria, etc.

Os canteiros de alvenaria são recomendados quando se busca maior durabilidade. É importante que sejam construídos drenos na sua base, providos de uma tela, para evitar a fuga das minhocas e a entrada de predadores, permitindo a drenagem do excesso de água. A **Figura 56** apresenta fotos do Minhocário do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), formado por canteiros de alvenaria, cobertos com telhas de amianto ou aluminozinco, cercados com tela de arame e em área inclinada, o que indica condições adequadas para o desenvolvimento da vermicompostagem.



Figura 56. Minhocário com canteiros de alvenaria, pertencente ao Departamento de Solos da UFSM.

Dentre os sistemas de criação mais indicados para menores volumes de resíduos a serem vermicompostados estão aqueles montados ao ar livre e construídos com os materiais disponíveis na propriedade rural. O “minhocário campeiro”, desenvolvido pela EMBRAPA, é construído com bambus e não requer a utilização de pregos ou arames (**Figura 57**). Sua construção se dá pelo entrelaçamento e sobreposição de varas de bambu, com altura entre 20 e 30 cm, sendo seu interior forrado com tela tipo agrícola para conter os resíduos e as minhocas, e uma cobertura de proteção, que pode ser feita de bambu, por folhas de palmeiras ou capim elefante (SCHIEDECK et al., 2007a).



Figura 57. “Minhocário campeiro” que utiliza somente bambu e tela tipo agrícola.

O minhocário campeiro deve ser montado em um local sombreado durante a maior parte do dia, especialmente nas horas mais quentes, entre 10h e 16h, para evitar o ressecamento da camada superficial do resíduo. Da mesma forma, para evitar as perdas de nutrientes ou a fuga das minhocas, deve-se evitar áreas baixas e com possibilidade de acúmulo de água. Em um minhocário campeiro de 1,0 metro de largura por 1,20 metros de comprimento, são necessárias 1.500 minhocas (aproximadamente 1 L) e 3 a 4 carrinhos de mão de resíduo a ser vermicompostado (se for esterco bovino semi-curtido cerca de 90 kg). Essa quantidade resultará em cerca de 50 kg de vermicomposto pronto, após 40 a

50 dias no verão, porém no inverno pode levar até 90 dias.

Outro tipo de minhocário, que pode ser interessante para os agricultores, é o uso do túnel baixo, que dispõe de mais recursos ou que já possuem uma atividade relacionada ao cultivo de hortaliças (**Figura 58**) (SCHIEDECK et al., 2007b). Sua vantagem está no fato de proporcionar uma cobertura barata e eficiente contra a chuva, possibilitando melhor controle da umidade e maior qualidade final do produto. O túnel baixo é montado com arcos de ferro e filme plástico, da mesma forma que seria sobre um canteiro de hortaliças. A contenção do esterco e das minhocas pode ser feita com qualquer material disponível na propriedade, como tábuas, pedras ou tijolos. O fundo do minhocário pode ser forrado com pedaços de tela tipo agrícola, da mesma forma como indicado para o minhocário campeiro.



Figura 58. Minhocário do tipo túnel baixo, desenvolvido pela EMBRAPA.

O manejo adotado nesse tipo de minhocário é muito importante. A cobertura só deve ficar fechada à noite ou em dias chuvosos (**Figura 58**). Em dias ensolarados e de elevada temperatura, a cobertura plástica deve ficar sempre aberta para evitar o excesso de calor. Também pode-se instalar uma tela tipo agrícola sobre o plástico transparente para auxiliar na redução da temperatura. A colocação de uma cobertura de palha sobre o resíduo também é importante para evitar seu ressecamento na superfície e a redução da ação das minhocas nessa camada. Para a instalação do minhocário sob túnel, com 1,0 metro de largura e 4,0 metros de

comprimento, são necessárias cerca de 4.500 minhocas e 12 carrinhos-de-mão de resíduos a serem vermicompostados (se for esterco bovino curtido aproximadamente 360 kg), que resultarão em 200 a 220 kg de vermicomposto em 40 a 50 dias.

3. Minhocas utilizadas na vermicompostagem

As minhocas utilizadas na vermicompostagem devem apresentar algumas características como: alto consumo de resíduo orgânico, alta taxa de crescimento, alta velocidade na decomposição de resíduos e ciclo de vida razoavelmente curto. As minhocas mais indicadas são das espécies: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*, *Eudrilus eugeniae* e *Perionyx excavatus*. As espécies *E. andrei* e *E. fetida*, conhecidas como vermelhas da Califórnia, tem grande adaptabilidade às diversas condições climáticas, por isso são as mais indicadas para minhocários instalados na Região Sul do Brasil. Porém, há que se considerar que independentemente da espécie, as temperaturas do inverno prejudicam o crescimento das minhocas, e o tempo necessário para o vermicomposto ficar pronto será maior.

As minhocas somente poderão ser introduzidas no minhocário quando o resíduo orgânico não apresentar risco de aquecimento. Uma forma de verificar a temperatura é inserir um termômetro no resíduo a ser vermicompostado. Se a temperatura estiver acima de 35°C pode causar problemas de fuga ou morte das minhocas. Outro cuidado que se deve ter é que ao transportar os resíduos para o minhocário, estes podem ter novo aumento de temperatura devido a aeração intensa causada pelo transporte. Então após a adição do resíduo ao minhocário, é importante monitorar a temperatura por no mínimo 24 horas. Se a temperatura não subir, as minhocas podem ser inoculadas.

A inoculação pode ser realizada diretamente na superfície dos resíduos, para que elas se desloquem para o interior do material, e após deve-se cobrir os canteiros. Uma opção que facilita a adaptação das minhocas no novo canteiro é a inoculação juntamente com uma pequena quantidade de vermicomposto, onde elas estavam crescendo (resíduo em vermicompostagem). Para isto devem-se abrir buracos no resíduo a ser vermicompostado e inocular as minhocas junto ao antigo resíduo (vermicomposto). Assim as minhocas permanecerão por um tempo dentro desta pequena quantidade do resíduo em vermicompostagem e quando sentirem-se confortáveis no novo ambiente passarão a colonizar o novo canteiro. Isto é recomendado porque a alteração de alimento produz estresse nas minhocas e aumenta o tempo necessário para a vermicompostagem.

Recomenda-se a inoculação de 5 a 6 mil minhocas por m² de canteiro, sendo que um litro (= um dm³) de minhocas equivale a aproximadamente 1.500 minhocas. A inoculação com um número menor de minhocas não impede o processo de vermicompostagem, apenas o torna mais lento. Os resíduos devem ser dispostos no minhocário em uma camada de no máximo 30 cm de altura para que não haja deficiência de oxigênio na parte inferior do minhocário.

4. Fatores que influenciam a vermicompostagem

A vermicompostagem é uma tecnologia relativamente simples e se os fatores que influenciam o processo forem conhecidos e adequadamente manejados há grandes chances de se obter sucesso. Os principais fatores que influenciam a vermicompostagem são a temperatura, umidade, pH, aeração e controle de predadores. Quando todos estes estão em condições ideais, o processo tende a ser rápido. Por outro lado, quando um ou mais fatores estão em condições distantes das ideais, o processo se tornará lento.

A temperatura é de grande importância para o desenvolvimento das minhocas e, conseqüentemente, para o processo de vermicompostagem. As minhocas somente poderão ser inoculadas quando os resíduos orgânicos retornarem à temperatura ambiente, após terem passado pelo processo de pré-compostagem, onde as temperaturas atingem valores próximos a 65°C. Somente quando houver a certeza de que as temperaturas dos resíduos orgânicos não mais subirão é que as minhocas podem ser inoculadas. As temperaturas acima de 35 °C e abaixo de 15 °C reduzem a atividade das minhocas e temperaturas acima de 42 °C já causam a morte. As temperaturas ideais situam-se entre 15 e 27 °C. Por isto, para a Região Sul do Brasil a vermicompostagem realizada nos meses de verão proporciona melhores temperaturas às minhocas e o processo conclui-se em 45 dias. Já no inverno a temperatura dos resíduos orgânicos é menor e o processo é mais lento, podendo demorar até 90 dias. Uma alternativa para minimizar o efeito das baixas temperaturas no inverno é posicionar o minhocário em um lugar abrigado do vento. No verão, é interessante que o minhocário seja abrigado da radiação solar direta.

O corpo das minhocas é constituído principalmente de água, daí a importância da umidade para sua sobrevivência. Os resíduos orgânicos deverão ser mantidos com umidade entre 75 a 85% durante a vermicompostagem. Isto pode ser avaliado na prática tomando-se uma pequena quantidade de resíduo do canteiro em uma das mãos e pressionando-o fortemente.

A formação de algumas gotas de água entre os dedos indica que o material está com umidade adequada, enquanto o escoamento abundante de água significa que há excesso de umidade no canteiro. Por outro lado, se não houver formação de gotas, a umidade encontra-se abaixo do ponto ideal e o canteiro precisa ser irrigado. A irrigação precisa ser criteriosa, pois resíduos com umidade excessiva reduzem a disponibilidade de oxigênio para a respiração das minhocas, causando fuga ou morte. A compactação dos resíduos também pode dificultar a aeração dos canteiros. Isto ocorre com maior frequência quando são utilizados materiais de granulometria mais fina, o que pode ser evitado com a adição de palhas e cascas, que ajudam a aumentar a porosidade do substrato.

As minhocas toleram ampla variação de pH dos resíduos orgânicos, mas a faixa para melhor desenvolvimento ocorre entre 5,0 e 8,0. Se os resíduos orgânicos utilizados para a compostagem forem de origem agrícola (esterco e palhas) não há necessidade de controle do pH, pois a pré-compostagem já elevará o pH dos resíduos para 6,5 a 8,0, faixa em que as minhocas adaptam-se facilmente. Porém, se resíduos agroindustriais forem utilizados há que se monitorar o pH no início do processo e se necessário corrigir para valores entre 5,0 e 8,0.

A constituição da minhoca é rica em muitos nutrientes, principalmente proteínas, além disto é um animal desprovido de órgãos de defesa, desta forma é uma presa fácil para outros animais, como ratos, raposas, sanguessugas, sapos, rãs, centopeias, formigas, aves, lagartos, etc. Várias medidas podem ser tomadas para proteger o minhocário da entrada dos predadores, como a cobertura dos canteiros, a roçada frequente no entorno, o controle de formigas, a colocação de cercas com telas de arame ao redor do minhocário, a colocação de tela tipo agrícola nos drenos de água dos canteiros, a construção de calhas de zinco ao redor dos canteiros como barreira à entrada de formigas e ratos, a colocação de uma camada de cal, calcário ou cinza no entorno dos canteiros para evitar a presença de sanguessugas, etc.

5. Coleta das minhocas e do vermicomposto pronto

O vermicomposto estará pronto quando apresentar-se homogêneo, com partículas pequenas e soltas, e cheiro de terra molhada, sendo seu aspecto semelhante à borra de café. Também poderá ser observada a redução no tamanho das minhocas, devido à desnutrição, indicando que não há mais resíduo a ser consumido no canteiro, pois já foi completamente transformado em

vermicomposto. Em um minhocário bem conduzido, no período de verão, o processo transcorre em 45 dias e no inverno em até 90 dias. Em um metro quadrado de canteiro, são produzidos entre 300 e 350 kg de vermicomposto.

Uma etapa muito importante no processo é a separação das minhocas do vermicomposto pronto. Este procedimento deve buscar reduzir ao máximo os estresses e danos físicos às minhocas, caso contrário poderá haver grande mortalidade das mesmas. Diversos procedimentos podem ser utilizados para coletar as minhocas, de forma isolada ou combinada.

Uma das maneiras é fazer a retirada do vermicomposto por camadas. Os canteiros são descobertos e a presença de luz faz com que as minhocas se aprofundem, permitindo a retirada da camada superficial do vermicomposto, até que se visualize as primeiras minhocas. Este procedimento é repetido até que reste uma pequena quantidade de vermicomposto e muitas minhocas, quando estas poderão ser facilmente coletadas ou inoculadas em outro canteiro juntamente com o vermicomposto restante.

Outra forma de coletar as minhocas é com o uso de iscas, que pode ser esterco fresco, frutas e verduras frescas ou outro material orgânico em decomposição. As iscas devem ser colocadas sobre sacos com malha grande (tipo saco de batata) na superfície dos canteiros, durante um ou dois dias. Como as minhocas do vermicomposto pronto estão desnutridas, elas são atraídas pelo alimento fresco e entram nos sacos.

Outra alternativa rápida é a colocação de uma camada de aproximadamente 10 cm de vermicomposto pronto com as minhocas sobre uma lona preta exposta ao sol, por um período de aproximadamente 15-20 minutos. O calor e a luz fazem com que estas se agrupem no centro, formando um grande aglomerado de minhocas, o qual facilita a coleta.

Além desses, pode-se utilizar, também, o método de migração, que consiste na construção de canteiros adjacentes com paredes divisórias removíveis ou providas de fendas suficientes para as minhocas passarem de um lado para o outro. Este arranjo permite que o produtor programe sua produção, de tal modo que quando um canteiro possuir o vermicomposto pronto, as minhocas possam migrar para um canteiro adjacente com o resíduo novo.

As minhocas também podem ser separadas do vermicomposto por meio de peneiras. Existem basicamente três tipos de peneiras, as vibratórias, as rotativas e as manuais. As peneiras rotativas são as mais indicadas por reduzirem o dano físico ao corpo das minhocas. Elas são constituídas de um cilindro rotativo com malha de 4 a 6 mm e acionadas por meio de manivela

ou motor, conforme demonstrada na **Figura 59**. Para o peneiramento do vermicomposto é necessário reduzir o teor de umidade para valores próximos a 50%, o que facilita o peneiramento do material. Mas a redução da umidade do vermicomposto não deverá perdurar por muito tempo, pois ocorrem estresses às minhocas. Assim que possível o peneiramento deve ser realizado e as minhocas re-inoculadas em um novo canteiro.



Figura 59. Peneira rotativa. Foto: Zaida I. Antonioli.

Após a retirada das minhocas, o vermicomposto poderá ser adicionado ao solo para a adubação das plantas, ou armazenado para uso posterior ou comercialização. Para isto, é necessário secar ainda mais o vermicomposto e se necessário peneirá-lo para dar maior uniformidade. O armazenamento normalmente é feito em sacos plásticos (tipo de adubo), e deverá ser em local protegido do sol e da chuva.

6. Características e utilização do vermicomposto

As minhocas se alimentam de diversos tipos de resíduos vegetais e animais, em diferentes graus de decomposição. Após o resíduo passar pelo tubo digestivo das minhocas, suas características químicas, físicas e biológicas são modificadas, resultando no vermicomposto, o melhor fertilizante orgânico que se conhece. No organismo das minhocas, primeiramente os resíduos são triturados pela moela, reduzindo o tamanho das partículas. Depois o alimento triturado entra no intestino, onde é quimicamente modificado pela ação de

enzimas dos microrganismos que ali habitam e das diversas enzimas digestivas das minhocas.

O vermicomposto é um produto de coloração escura, uniforme, leve, solto e que apresenta propriedades físicas, químicas e biológicas completamente diferentes da matéria prima original. Do ponto de vista da decomposição, é um produto orgânico estável, não mais sujeito a processos de degradação, diferenciando-se assim dos outros produtos orgânicos, podendo ser aplicado diretamente em contato com as raízes das plantas. Ele adiciona ao solo, em diferentes concentrações, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, entre outros nutrientes, conforme o material de origem. O vermicomposto também propicia a elevação do pH do solo, benefício importante para os solos da Região Sul do Brasil, que normalmente são ácidos.

Devido a estas intensas transformações, ao passar pelo trato digestivo das minhocas, os nutrientes são modificados quimicamente para as formas inorgânicas que podem ser absorvidas pelas plantas, ou seja, ocorre um aumento da disponibilidade de alguns nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio. A relação C:N dos resíduos reduz em aproximadamente 40% após o processo de vermicompostagem (SOOBHANY et al. 2015), resultado da perda de carbono na forma de CO₂ pela respiração das minhocas e microrganismos. Há também o aumento do pH do vermicomposto, atingindo valores entre 7,0 e 9,0. Do ponto de vista físico há redução do tamanho das partículas, o que resulta no aumento da área de superfície específica, elevando a capacidade de retenção de água e nutrientes no solo (AGULLÓ et al., 2015).

Além dos nutrientes, o vermicomposto incorpora ao solo uma série de microrganismos que são benéficos para o desenvolvimento dos cultivos, tais como as bactérias solubilizadoras de fosfato, produtoras de substâncias promotoras do crescimento das plantas, fixadoras de nitrogênio atmosférico, etc. Também são adicionadas enzimas que atuam nos ciclos biogeoquímicos dos nutrientes, favorecendo a sua disponibilização. O incremento de biodiversidade de microrganismos ao solo pelo uso do vermicomposto também favorece a sanidade dos cultivos, uma vez que aumenta a competição pelas fontes de recursos (energia, nutrientes, água etc.), entre estes microrganismos adicionados via vermicomposto e microrganismos patogênicos presentes no solo, além da possibilidade de estabelecer microrganismos antagonistas aos agentes causais de doenças das plantas. Ainda ocorre um aumento da atividade biológica de outros organismos benéficos do solo, como colêmbolos, ácaros, protozoários, etc.

A fertilização das culturas realizada via vermicomposto propicia uma produção maior, mesmo com

uma menor concentração de nutrientes, quando comparada com a adubação mineral (ECKHARDT, 2015), evidenciando que além dos nutrientes, existem substâncias promotoras de crescimento envolvidas neste fenômeno (SINHA et al., 2014). Vários resultados de pesquisa comprovam a qualidade do vermicomposto como fertilizante orgânico. A partir do esterco bovino, Eckhardt (2015) produziu vermicomposto e obteve um produto com teores (g kg^{-1}) de fósforo de 0,84, potássio 0,72, carbono 25,6 e relação C:N de 12,8.

Os resíduos de frigoríficos ricos em gorduras ou sangue animal podem gerar mau cheiro e atrair predadores aos minhocários. No entanto, o processo de vermicompostagem destes resíduos pode resultar em um fertilizante orgânico satisfatório. Utilizando estes resíduos, Morales et al. (2013) verificaram que o vermicomposto resultante poderia ser utilizado para produção de hortícola, pois apresentou relação C:N, teor de nutrientes e metais pesados de acordo com a legislação brasileira (Item "Limite" da Tabela 11).

Outros resíduos, como bagaço de uva ou de cana-de-açúcar, podem ser utilizados como alimento para as minhocas a fim de produzir um fertilizante orgânico de alta qualidade. A vermicompostagem de bagaço de uva resultou em um fertilizante com pH, nutrientes e teores de metais pesados de acordo com a legislação brasileira (SANTANA et al., 2015). Resultado semelhante foi encontrado por Silva et al. (2002), que constataram que a mistura de bagaço de cana de açúcar e o lodo de esgoto urbano, após a vermicompostagem, po-

dem ser utilizados na produção agrícola. Estes resultados demonstram que, independentemente do resíduo utilizado, se a vermicompostagem for bem conduzida resulta em adubos de qualidade, com potencial para utilização na produção agrícola.

Um dos entraves para a maior disseminação e utilização deste fertilizante orgânico está relacionado às poucas informações sobre a caracterização química e a resposta agrônômica em diferentes culturas (ANTONOLLI et al., 2009; STEFFEN et al., 2011; ECKHARDT et al., 2015). A concentração de nutrientes do vermicomposto varia de acordo com o material de origem, ou seja, do resíduo utilizado para a alimentação das minhocas (Tabela 11).

Um processo de vermicompostagem bem conduzido resulta em um produto com os parâmetros exigidos pela legislação vigente, sob responsabilidade do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Tabela 11), possibilitando seu uso e também a sua comercialização. A comercialização poderá ser feita diretamente aos produtores de hortaliças, de flores, de frutas, etc, e normalmente envolve a compra de maiores quantidades, a granel ou em sacos de 30 a 40 kg. Produtores de vermicomposto em grande escala tem a alternativa de buscar autorização legal e comercializar o vermicomposto em casas agropecuárias, supermercados, floriculturas, entre outros. Neste caso, o valor do produto é maior, próximo a um dólar por quilograma (preço em fevereiro de 2016), o que garante um retorno satisfatório ao produtor do vermicomposto.

Tabela 11. Característica química de vermicompostos produzidos a partir de rúmen bovino, esterco bovino (BASSACO et al., 2014) e bagaço de uva (SANTANA et al., 2015) e limites segundo a legislação brasileira.

Parâmetros	Unidade	Rúmen bovino	Esterco bovino	Bagaço de uva	Limites ⁽⁵⁾
Nitrogênio ⁽¹⁾	g kg^{-1}	15	18	32,0	mín. 5,0
Fósforo ⁽²⁾	g kg^{-1}	6,7	4,7	3,0	-
Potássio ⁽²⁾	g kg^{-1}	6,5	15,0	12,0	-
Carbono ⁽¹⁾	g kg^{-1}	230	270	346,0	mín.100,0
Relação C/N	-	35,3	18	10,5	máx. 14,0
pH	-	8,7	7,9	8,0	mín. 6,0
Mercúrio ⁽³⁾	mg kg^{-1}	0,16	0,16	< 0,01	máx. 0,4
Cobre ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	17	28	39,0	máx.70
Zinco ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	103	139	27,2	máx. 200
Cádmio ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	nd	Nd	< 0,2	máx. 0,7
Níquel ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	nd	Nd	4,0	máx. 25
Cromo ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	nd	Nd	7,0	máx. 7,0
Chumbo ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	nd	Nd	3,0	máx. 45
Molibdênio ⁽⁴⁾	mg kg^{-1}	nd	Nd	0,2	-

⁽¹⁾Determinado em Analisador Elementar (Flash 1112, Thermo Finnigan, Itália). ⁽²⁾Digestão sulfúrica e determinação em Espectrofotômetro de Absorção Atômica (EAA) (GBC, 932 AA, USA), conforme EMBRAPA (1997). ⁽³⁾Método EPA 7471A. ⁽⁴⁾Método EPA 3050. ⁽⁵⁾ Instrução Normativa N° 25, 23/07/2009 (BRASIL, 2009); Instrução normativa n° 17, 18/06/2014, MAPA; nd: não determinado.

A aplicação do vermicomposto ou de qualquer outro fertilizante ao solo deve ser realizada segundo critérios técnicos, onde as necessidades nutricionais das culturas precisam ser consideradas. Além disto, mesmo após o tratamento, a adição de fertilizantes orgânicos ao solo pode causar contaminação ambiental se superdosagens forem utilizadas.

Diferentemente dos fertilizantes sintéticos ou minerais, que são solúveis e disponibilizam os nutrientes assim que adicionados ao solo, nos fertilizantes orgânicos os nutrientes estão presentes predominantemente na forma orgânica e necessitam passar pelo processo de mineralização para então ficarem disponíveis na solução do solo. Assim quando o vermicomposto é adicionado ao solo é importante quantificar o teor de nutrientes minerais e a sua fração mineralizável (MOORE et al., 2010), que somada ao teor mineral contido no solo, indicará o total disponível à cultura durante o ciclo (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2009).

Avaliando a produção de fertilizantes orgânicos a partir de esterco bovino Eckhardt et al. (2016) encontraram valores em torno de 20 g kg⁻¹ de N no vermicomposto. Deste total, 5 g kg⁻¹ de N (22% do total) foram mineralizadas em 90 dias, ou seja, foram disponibilizadas às plantas. Em outro estudo, Eckhardt (2015) encontrou 15 g P kg⁻¹ de o vermicomposto produzido a partir de esterco bovino. A mineralização do fósforo indicou que cerca de 62% deste total é disponibilizado para as plantas em apenas 14 dias. Neste mesmo estudo, o vermicomposto disponibilizou aproximadamente 17 g K kg⁻¹, dos quais 70% são disponibilizados para as plantas em 14 dias. Estes resultados demonstram a importância da quantificação dos teores mineralizáveis dos nutrientes dos fertilizantes orgânicos, pois o conhecimento desta composição permite uma adubação equilibrada, que resulte em alta produtividade e não incorra na adição de sub ou superdosagens.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O tratamento dos resíduos sempre foi uma atividade que teve sua importância subestimada nas mais diversas áreas de atuação humana (agrícola, industrial, doméstica, etc). Porém, com o aumento exponencial da geração dos resíduos e a degradação acelerada dos recursos naturais, houve forte pressão da sociedade para que todos os agentes geradores realizassem o adequado tratamento dos resíduos. Esta pressão teve efeito e resultou na aprovação da Lei Federal 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Porém, antes do temor da penalização criminal, o produtor rural deve tomar consciência de que o não

tratamento dos resíduos pode representar a contaminação das suas terras, águas, ar e conseqüentemente, da sua família, funcionários, animais domésticos e do ambiente como um todo. Além disto, está desperdiçando dinheiro, pois o vermicomposto é mais barato e tem maior potencial fertilizante que os adubos químicos.

A vermicompostagem é um processo eficiente para o tratamento de resíduos orgânicos, além de ser simples, barato e utilizar pouca mão-de-obra. Para obter todos os benefícios que a técnica oferece, o produtor rural deverá atentar para que a vermicompostagem ocorra de forma adequada e para isto o presente capítulo demonstrou os principais pontos a serem observados durante a realização do processo.

Por fim, enfatiza-se que são inúmeras as melhorias obtidas nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo com a utilização do vermicomposto, o que resulta em maior e mais saudável crescimento das plantas. Ainda há que se destacar que a vermicompostagem pode aumentar a renda do produtor rural através da venda do vermicomposto, o qual possui boa remuneração, desde que tenha a qualidade exigida pela legislação.

REFERÊNCIAS

- AGULLÓ, E.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, M.; BUSTAMANTE, M. Á.; PÉREZ-MURCIA, M. D.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; MORAL, R. Vermicomposting as an Added-Value Post-treatment for Livestock Waste Composts. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 46(S1): p. 208–218, 2015.
- ALI, U.; SAJID, N.; KHALID, A.; RIAZ, L.; RABBANI, M. M.; SYED, J. H.; MALIK, R. N. A review on vermicomposting of organic wastes. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 28, n. 3, p. 1–13, 2015.
- ALTIERI, M. **Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável**. 5ª edição. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 120p. 2008.
- AMLINGER, F.; PEYR, S.; CUHLS, C. Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 1, p. 47–60, 1 fev. 2008.
- ANDA - **Associação Nacional para Difusão de Adubos**. 2015. Disponível em <<http://www.anda.org.br/Principais-Indicadores-2010-Det.pdf>> Acesso em 24 de dezembro de 2015.
- ANTONIOLLI, Z. I.; STEFFEN, G. P. K.; STEFFEN, R. B. Utilização de casca de arroz e esterco bovino como substrato Para a multiplicação de *Eisenia fetida* Savigny (1826). **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 33, n. 3, p. 824-830, 2009.
- BASTOS, M.C. et al. Contaminação do solo e da água com medicamentos veterinários. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 101–154.
- BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. a; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource technology**, v. 100, n. 22, p. 5444–53, nov. 2009.

- BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Mineralização de compostos nitrogenados de lodos de esgoto na quinta aplicação em latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 711-722, 2009.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento-MAPA. Instrução Normativa nº 17, de 18 de junho de 2014. [Internet] 2014. [acesso 2015 mar 02]; Disponível em <<http://goo.gl/vx9yEF>>.
- BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010. **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 2010; 3 ago. [acessado 2011 dez 15].
- BRITO, L. M.; MOURÃO, I.; COUTINHO, J.; SMITH, S. R. Simple technologies for on-farm composting of cattle slurry solid fraction. **Waste Management**, v. 32, n. 7, p. 1332-1340, jul. 2012.
- CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Potencial de mineralização do nitrogênio em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 21, p. 575-579, 1997.
- CANER, L.; TIECHER, T. Contaminação da água com nitrato pelo uso excessivo de dejetos líquidos de suínos na França: o que o Sul do Brasil pode aprender? In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 195-223.
- CLASEN, B.E. et al. Atividades agropecuárias e a contaminação da água e peixes com agrotóxicos. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 56-100.
- COLÓN, J.; MARTÍNEZ-BLANCO, J.; GABARRELL, X.; ARTOLA, A.; SÁNCHEZ, A.; RIERADEVALL, J.; FONT, X. Environmental assessment of home composting. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 893-904, 2010.
- COPETTI, A.C.C. et al. Tratamento de resíduos agroindustriais com técnicas simplificadas. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2016. p. 100-117.
- COTTA, J. A. D. O.; CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. D. S.; REZENDE, M. O. D. O. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 65-78, 2015.
- DOMÍNGUEZ, J. State of the art and new perspectives in vermicomposting research. *Earthworm Ecology*. p. 401-425. In: C. A. Edwards (ed). CRC Press. Boca Raton. 2004.
- DOMÍNGUEZ, J.; EDWARDS, C. A. Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. In: EDWARDS, C. A.; ARANCON, N. Q.; SHERMAN, R. (Ed.). **Vermicomposting Technology**. Boca Raton: CRC Press, 2011. p. 27-40.
- DOMÍNGUEZ, J.; LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M. Influencia del vermicompost en el crecimiento de las plantas. Aportes para la elaboración de un concepto objetivo. **Acta Zoológica Mexicana**, Cidade do México, Número Especial 2: p. 359-371, 2010.
- DOMÍNGUEZ, J.; PEREZ-LOUSADA, M. *Eisenia fetida* (savigny, 1826) y *Eisenia andrei* Bouché, 1972 son dos especies diferentes de Lombrices de tierra. **Acta Zoológica Mexicana**, Cidade do México, Número Especial 2: p. 321-331, 2010
- ECKHARDT, D. P. **Fertilizantes orgânicos: índice de eficiência e produção de alface, cenoura e mudas de eucalipto**. 2015. 98 f. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.
- ECKHARDT, D. P.; REDIN, M.; JACQUES, R. J. S.; LORENSINI, F.; SANTOS, M. L. S.; WEILER, D. A.; ANTONIOLLI, Z. I. Mineralization and efficiency index of nitrogen in cattle manure fertilizers on the soil. **Ciência Rural**, v.46, n.3, mar, 2016.
- EPSTEIN, E. *The Science of Composting*. Boca Raton, FL: CRC Press. 1997.
- FIBL-IFOAM. **The world of organic agriculture: statistics & emerging trends 2014**. Bonn: FIBL-IFOAM, 2014.
- HELENA, C.; JOHN, A.; VINNERÁS, B. Vermicomposting as manure management strategy for urban small-holder animal farms – Kampala case study. **Waste Management**, v. 39, p. 0-7, 2015.
- KAISER, D.R. O sistema de produção de fumo e o potencial de contaminação com nitrato da água superficial e subsuperficial. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 224-257.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 492 p. 1985.
- LANDGRAF, M. D. et al. Caracterização de ácidos húmicos de vermicomposto de esterco bovino compostado durante 3 e 6 meses. **Química Nova**, São Paulo, v. 22, n. 4, p. 483-486, 1999.
- LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 1013-9, jul. 2008.
- LI, X.; ZHANG, R.; PANG, Y. Characteristics of dairy manure composting with rice straw. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 2, p. 359-367, jan. 2008.
- LIM, S. L.; WU, T. Y.; LIM, P. N.; SHAK, K. P. Y. The use of vermicompost in organic farming: Overview, effects on soil and economics. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, n. August, p. n/a-n/a, 30 jul. 2014.
- LLEÓ, T.; ALBACETE, E.; BARRENA, R.; FONT, X.; ARTOLA, A.; SÁNCHEZ, A. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 70-76, maio 2013.
- LOURENZI, C.R. et al. Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 155-194.
- MALLMANN, F.J.K. Importância, riscos e fontes de contaminação por metais pesados nos solos do sul do Brasil. In: TIECHER, T. (Ed.) **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: Editora URI – Frederico Westph, 2016. p. 20-55.
- MAPA – **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. 2015. Disponível em <<http://www.agricultura.gov.br/animal/>> Acesso em agosto de 2015.
- MARTÍNEZ-CORDEIRO, H. et al. Vermicompostaje del bagazo de uva: fuente de enmienda orgánica de alta calidad agrícola y de polifenoles bioactivos. **Recursos Rurais**, v. 9, p. 55-63. 2013.
- MOORE, A. D. et al. Mineralization of Nitrogen from Biofuel By-products and Animal Manures Amended to a Sandy Soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, p. 1315-1326, 2010.
- MORALES, D. A.; SANTANA, N. A.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J.; KIRST, G. P.; STEFFEN, R. B. Utilização dos diferentes vermicompostos produzidos a partir de resíduos da estação de tratamento de efluentes como substrato para produção

- de mudas de alface. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 35 n. 1, p. 055-063. 2013.
- NAIR, J.; SEKIOZOIC, V.; ANDA, M. Effect of pre-composting on vermicomposting of kitchen waste. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 16, p. 2091-2095, nov. 2006.
- RAVIV, M.; MEDINA, S.; KRASNOVSKY, A.; ZIADNA, H. Organic Matter and Nitrogen Conservation in Manure Compost for Organic Agriculture. *Compost Science & Utilization*, v. 12, n. 1, p. 6-10, jan. 2004.
- SANTANA, N. A.; FERREIRA, P. A. A. R.; SORIANI, H. A. H. D.; BRUNETTO, G.; NICOLOSO, F. T.; ANTONIOLLI, Z. I.; SEMINOTI JACQUES, R. J. Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and vermicompost on copper phytoremediation in a sandy soil. *Applied Soil Ecology (Print)*, v. 96, p. 172-182, 2015.
- SCHIEDECK, G.; GONÇALVES, M. M.; SCHWENGBER, J. E.; SCHIAVON, G. A. Minhocultura em camadas: um manejo para otimizar o minhocário na propriedade familiar. *Comunicado Técnico (Embrapa)* Nr. 172, dez. 2007b.
- SCHIEDECK, G.; SCHWENGBER, J. E.; GONÇALVES, M. M.; SCHIAVON, G. A.; CARDOSO, J. H. Minhocário campeiro de baixo custo para a agricultura familiar. *Comunicado Técnico (Embrapa Clima Temperado)* Nr. 171, dez. 2007a.
- SCHIEDECK, G.; SCHWENGBER, J. E.; SCHIAVON, G. A.; GONÇALVES, M. M. *Minhocultura: produção de húmus*. 2. ed. Rev. e Ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2014. 56 p. (ABC da Agricultura Familiar)
- SCHUMACHER, M. V. et al. Influência do vermicomposto na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* Hill exMaiden. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 121-130, 2001.
- SHERMAN, R. L.; APPELHOF M. Small-scale and domestic vermicomposting systems. In: EDWARDS, C. A.; ARANCON, N. Q.; SHERMAN, R. (Ed.). *Vermicomposting Technology*. Boca Raton: CRC Press, 2011. p. 67-78.
- SILVA, C. D.; COSTA, L. M.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; SILVA, D. D. Vermicompostagem de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.6, n.3, p.487-491, 2002.
- SINHA, R. K.; VALANI, D.; CHAUHAN, K.; AGARWAL, S. Embarking on a second green revolution for sustainable agriculture by vermiculture biotechnology using earthworms: reviving the dreams of Sir Charles Darwin. *International Journal of Environmental Research and Public Health safety* v. 1, p. 50-64. 2014.
- SOOBHANY, N.; MOHEE, GARG, V. K. Experimental process monitoring and potential of *Eudrilus eugeniae* in the vermicomposting of organic solid waste in Mauritius. *Ecological Engineering*, v. 84, p. 149-158. 2015.
- STEFFEN, G. P. K. et al. Utilização de vermicomposto como substrato na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* e *Corymbia citriodora*. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 31, p. 75-82, 2011.
- SUN, Y.; DIAO, X.; ZHANG, Q.; SHEN, J. Bioaccumulation and elimination of avermectin B1a in the earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, v. 60, n. 5, p. 699-704, jul. 2005.
- SUNADA, N. S. et al. Compostagem de resíduo sólido de abatedouro avícola. *Ciência Rural*, v.45, n.1 p. 178-183. 2015.
- SUNDBERG, C.; YU, D.; FRANKE-WHITTLE, I.; KAUPPI, S.; SMÅRS, S.; INSAM, H.; ROMANTSCHUK, M.; JÖNSSON, H. Effects of pH and microbial composition on odour in food waste composting. *Waste Management*, v. 33, p. 204-211, 2013.
- SVENDSEN, T. S.; SOMMER, C.; HOLTER, P.; GRØNVOLD, J. Survival and growth of *Lumbricus terrestris* (Lumbricidae) fed on dung from cattle given sustained-release boluses of ivermectin or fenbendazole. *European Journal of Soil Biology*, v. 38, n. 3-4, p. 319-322, jun. 2002.
- TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, 99: p. 816-828, 2005.
- TRAUTMANN, N. M.; KRASNY, M. E. *Composting in the classroom: scientific inquiry for high school students*. Cornell: Cornell University, 1997.
- WANG, K.; LI, X.; HE, C.; CHEN, C.; BAI, J.; REN, N.; WANG, J. Transformation of dissolved organic matters in swine, cow and chicken manures during composting. *Bioresource Technology*, v. 168, p. 222-228, set. 2014.
- WANG, Y.; CANG, T.; ZHAO, X.; YU, R.; CHEN, L.; WU, C.; WANG, Q. Comparative acute toxicity of twenty-four insecticides to earthworm, *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 79, p. 122-128, maio 2012.
- WARMAN, P. R.; ANGLOPEZ, M. J. Vermicompost derived from different feedstocks as a plant growth medium. *Bioresource technology*, v. 101, n. 12, p. 4479-83, jun. 2010.
- YADAV, A.; GARG, V. K. Recycling of organic wastes by employing *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 3, p. 2874-2880, fev. 2011.
- YUAN, J.; YANG, Q.; ZHANG, Z.; LI, G.; LUO, W.; ZHANG, D. Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting. *Journal of Environmental Sciences*, v. 37, p. 83-90, nov. 2015.

CARACTERIZAÇÃO DE AGROINDÚSTRIAS E SEUS RESÍDUOS DA REGIÃO DA QUARTA COLÔNIA DE IMIGRAÇÃO ITALIANA NO RS

André Carlos Cruz Copetti¹, Danilo Rheinheimer dos Santos², João Batista Rossetto Pellegrini³, Viviane Capoane⁴ & Gilmar Luiz Schaefer⁵

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Campus São Gabriel, Av. Antônio Trilha, 1847, Centro, São Gabriel, CEP 97300-000, RS, Brasil. E-mail: copettiufsm@gmail.com. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Titular do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. Pesquisador 1C-CA/AG do CNPq. E-mail: danilonesaf@gmail.com

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal Farroupilha (IFF), Campus de Júlio de Castilhos, Rodovia RS-527, s/n - Distrito de São João do Barro Preto, Júlio de Castilhos, CEP 98130-000, RS, Brasil. E-mail: jbpellegrini@yahoo.com.br

⁴ Geógrafa, Doutora em Geografia, Pesquisadora no Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais - INPE, Campus da Universidade Federal de Santa Maria, Avenida Roraima, 1000, Caixa Postal 5021, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-970, RS, Brasil. E-mail: capoane@gmail.com

⁵ Engenheiro Agrônomo, Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. E-mail: gilmarschaefer2007@gmail.com

INTRODUÇÃO

O Brasil está numa posição destacada no contexto mundial quanto às estratégias para a sustentabilidade econômica, social e ambiental, uma vez que ainda é um dos países emergentes com as maiores áreas preservadas do planeta (florestas, cerrado e campos). A grande discussão atual versa sobre as exigências de que o crescimento aconteça sem impactar o ambiente. Muitos países não estão de acordo com este quesito, pois não querem se comprometer em reduzir a emissão de poluentes com receio de prejudicar o crescimento econômico. Porém, a pressão para redução na emissão de poluentes vem aumentando com o passar dos anos e, a demanda mundial por produtos com selo verde ou de procedência orgânica está cada vez maior. No Brasil, não está tão evidente, mas as comunidades europeias, por exemplo, exigem de muitos exportadores brasileiros produtos com certificado de preservação ambiental, de baixo impacto e de cunho social.

Um dos grandes entraves para resolver as questões ambientais no país é a falta de conhecimento e interpretações equivocadas de informações acerca do tamanho do impacto. Certamente, as diferentes atividades antrópicas têm alterado a qualidade ambiental, principalmente, no que se refere aos mananciais de

água. No entanto, é difícil prever em números e valor econômico o custo ambiental de cada atividade. No Brasil é cada vez maior a preocupação com as alterações da qualidade da água provocadas pelas atividades agropecuárias, resultando em estudos e programas governamentais que visam identificar e controlar as fontes de poluição.

No Rio Grande do Sul a ocupação de encostas por agricultores familiares em regiões com restrições de uso do solo em função da declividade e presença de áreas de preservação permanente, conduz, indubitavelmente, ao uso intensivo da terra devido à restrição de área. Nessas regiões, especificamente na Quarta Colônia de Imigração Italiana¹, a fomicultura é desenvolvida pela maioria das famílias, sendo considerada uma atividade de grande impacto nos recursos hídricos e da saúde dos agricultores. Conforme Pellegrini et al. (2016), é praticamente impossível adequar essa atividade ou qualquer outra atividade agrícola, com a legislação ambiental vigente, em especial, a florestal e a de uso dos recursos hídricos, pois nesses locais predominam pequenas propriedades e geralmente as divisas vão do rio ao topo de morro (tiras estreitas, logo tem a APP da beira do rio, APPs de topo de morro, regiões inseridas na reserva da biosfera, nascentes e altas declividades). Segundo Pellegrini (2011), em uma pequena

¹ Quarta Colônia de Imigração Italiana: é uma região localizada no Rio Grande do Sul, na Mesorregião do Centro Oriental Rio-grandense, que foi o quarto centro de colonização italiana e o primeiro

fora da Serra Gaúcha na então Província do Rio Grande do Sul. Próxima ao município de Santa Maria, engloba os atuais municípios de Silveira Martins, Ivorá, Faxinal do Soturno, Dona Francisca, Nova Palma, Pinhal Grande e São João do Polêsine, além de partes dos municípios de Agudo, Itaara, Restinga Seca (WIKIPÉDIA, 2016).

bacia hidrográfica estudada no Município de Agudo, se constatou que se as pequenas propriedades rurais cumprissem o código florestal, praticamente não sobriaria área agricultável, e isso pode ser realidade de todo o rebordo do planalto do RS. Como agravante, ainda se usa o sistema de cultivo convencional ou, no máximo, o preparo antecipado para a implantação e condução dos cultivos. Além disso, as altas taxas de erosão hídrica, aliada às elevadíssimas doses de fertilizantes e agrotóxicos têm causado graves problemas de contaminação da água (BORTOLUZZI et al., 2006; PELLEGRINI et al., 2009; RHEINHEIMER et al., 2003; SEQUINATTO et al., 2013).

A busca de atividades econômicas alternativas à fumicultura, que não traz sequer um benefício humano e muito menos ambiental, é condição essencial aos descendentes desses fumicultores e de outros que porventura venham a se interessar pela produção de tabaco em decorrência do discurso das empresas fumageiras. Dentro deste contexto, a implantação de agroindústrias familiares ganha importância, tanto econômica quanto ambiental. Sob o ponto de vista econômico, a agregação de valor à matéria-prima produzida na propriedade rural e a manutenção e valorização da mão de obra familiar são essenciais; no aspecto ambiental, é notório o efeito positivo devido ao aumento da área com florestas regeneradas pelo abandono de áreas anteriormente cultivadas, por outro lado os resíduos agroindustriais têm potencial de contaminação, principalmente se for descartado no ambiente de forma pontual e sem planejamento.

As atividades de processamento de matérias-primas de origem animal ou vegetal podem causar impacto negativo nos recursos naturais se os resíduos gerados forem lançados aos mananciais de água ou no solo sem tratamento adequado. Os proprietários e gestores das agroindústrias devem entender que, mesmo que as atividades de processamento de produtos tenham mínimo impacto, há necessidade de seguir normas para evitar contaminação. Não obstante, os órgãos regularizadores e fiscalizadores devem considerar que há técnicas simples e altamente eficientes de tratamento dos resíduos que podem ser ajustadas às condições de cada agroindústria e para cada tipo de resíduo. Nesse sentido, a viabilidade econômica e adequação ambiental das agroindústrias familiares de pequeno porte ao longo dos anos, dependerá de tecnologias apropriadas para cada situação e, principalmente, da visão em longo prazo dos empreendedores em produzir sem degradar ou contaminar os recursos naturais. E assim, a substituição de uma atividade extremamente impactante como o fumo será substituída por uma atividade efetivamente melhor, as agroindústrias.

As Agroindústrias Familiares de Pequeno Porte (AFPP) podem ser caracterizadas como atividades complementares às atividades agropecuárias, com exceções das padarias e laticínios, que se dedicam principalmente à atividade agroindustrial. Nas agroindústrias com dedicação apenas nas atividades agroindustriais, geralmente não existem áreas para descarte apropriado do resíduo ou reaproveitamento como fertilizante, o que de certa forma contribui para o seu lançamento em um mesmo local, afetando sua capacidade de reciclagem.

Diante do exposto, neste capítulo buscaremos contribuir com informações acerca das características gerais das agroindústrias e dos impactos dos resíduos na qualidade da água dos mananciais (itens 1 ao 5), e por fim, apresentar alternativas e limites para o tratamento de resíduos agroindustriais (itens 6 em diante).

1. Qualidade da água no meio rural e fontes de contaminação

A contaminação do solo e da água no meio rural é regra e não exceção, ou seja, o consumo de água de má qualidade pelo homem e pelos animais é cada vez mais comum. O monitoramento da qualidade de água em comunidades localizadas nas bacias de cabeceiras tem mostrado que há presença de muitos contaminantes em níveis muito acima do permitido pelo Ministério da Saúde (BORTOLUZZI et al., 2006; CASALI, 2008; GONÇALVES, 2003; PELLEGRINI, 2005; RHEINHEIMER et al., 2003). O mais preocupante é que o fato de beber água natural da fonte dá a falsa impressão de qualidade, até mesmo pela população urbana. Quando a qualidade da água passa a ser um requisito para desenvolver atividades agroindústrias, descobre-se através das análises exigidas que alguns parâmetros estão fora dos padrões exigidos pelos órgãos reguladores.

A qualidade da água usada para abastecimento no meio rural é reflexo das condições ambientais dentro da bacia hidrográfica, sendo melhor quanto menos interferência antrópica houver à montante da fonte de captação. A proteção e a posição da fonte de abastecimento na paisagem determinarão o grau de risco de contaminação por fontes pontuais ou difusas de poluição, tais como: esgotos domésticos, deflúvio superficial agrícola e dejetos da criação de animais, principalmente em sistemas intensivos de criação (MERTEN; MINELLA, 2002; RHEINHEIMER et al., 2003). Os esgotos domésticos são basicamente constituídos por contaminantes orgânicos, nutrientes e microrganismos que podem ser patogênicos (KAICK, 2002; MAIER, 2007). Os contaminantes ligados ao escoamento super-

ficial agrícola são constituídos de nutrientes, principalmente N e P (BERWANGER, 2006; KAISER, 2006; PELLEGRINI, 2005; PELLEGRINI, 2006), agrotóxicos (BORTOLUZZI et al., 2006; BORTOLUZZI et al., 2007), agentes patogênicos (BALDISSERA, 2002), poluição orgânica (MULAZZANI et al., 2007) e metais pesados (MATTIAS, 2006).

A ausência ou precariedade de sistema de gestão ambiental tem provocado o lançamento de águas residuárias sem tratamento adequado nos cursos de água. Isso tem causado elevação da demanda bioquímica de oxigênio, diminuição do oxigênio dissolvido, alteração da temperatura, aumento da concentração de sólidos solúveis e totais na água, aumento na concentração de nutrientes, desencadeando a eutrofização dos corpos hídricos e proliferação de doenças (MATOS, 2005).

No caso das AFPP, a dificuldade no momento de adequação a legislação se dá por dois motivos principais: as estruturas físicas elaboradas sem orientação técnica e os entraves burocráticos que desestimulam os pequenos empreendedores. Cabe ressaltar que as inúmeras exigências legais para comercialização são as que mais influenciam no desenvolvimento de novas agroindústrias e, principalmente, na sobrevivência das existentes.

A organização em grupos é uma alternativa que permite espaços para comercialização, mas falta ainda, para essas agroindústrias, consciência da necessidade de tratamento e destino dos resíduos com mais segurança, promovendo a preservação ambiental, melhorando a imagem do grupo diante dos consumidores e, conseqüentemente, oferecendo um produto valorizado pelo cunho social, ambiental e de identidade territorial. A negligência do aspecto ambiental, coloca esses empreendimentos em posição de fragilidade diante dos órgãos fiscalizadores. Isso implica na 'ilegalidade' da atividade e gera conflitos legais para a comercialização dos produtos, já que a licença ambiental é considerada requisito obrigatório. Assim, se reproduz a informalidade e se limita o alcance dos projetos de desenvolvimento de AFPP.

Diante do exposto, é imprescindível a realização de estudos focados no conhecimento da real situação das agroindústrias familiares de pequeno porte, bem como da responsabilidade social e ambiental e das alternativas viáveis para o tratamento dos resíduos gerados.

2. Agroindústrias familiares e sua importância econômica e social

A agricultura familiar enfrentou ao longo de muitos anos sérias dificuldades em relação à capacidade de

reprodução social e à qualidade de vida por serem meros fornecedores de matéria-prima para as grandes agroindústrias. Muito desse modelo de produção ocorre ainda em alguns setores, como a produção de fumo, a suinocultura e a avicultura. Não se pode negar que a integração da agricultura familiar com as agroindústrias de grande porte favorece a sobrevivência da pequena propriedade no campo, mas que, no entanto, sequer dá condições para seus descendentes se manterem na atividade. No caso da fumicultura, pior ainda é o fato de que, na terceira idade, os fumicultores dependem unicamente da aposentadoria, uma vez que foi impossível acumular riqueza para uma vida digna quando não se tem mais 'forças' para dar continuidade às atividades penosas do campo. Atividades de transformação da matéria-prima e processamento final de produtos de origem animal ou vegetal, denominadas de agroindústria familiar, agroindústria rural, unidades de beneficiamento, agroindústria familiar de pequeno porte, agroindústria artesanal e/ou colonial (WESZ JUNIOR, 2008; FISCHER, 2006) podem ser mais independentes e menos impactantes ao meio ambiente.

No censo agropecuário de 2006, a agricultura familiar representava 85% do total de estabelecimentos rurais do país. O Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) entende que a melhoria de vida dessas famílias é condição para o desenvolvimento sustentável, pois elas são responsáveis por 60% dos alimentos que chegam à mesa dos brasileiros e pela matéria-prima para muitas indústrias. Além disso, contribuem com o esforço exportador a partir das várias cadeias de produção de que participam, representando cerca de 10% do produto interno bruto nacional (IBGE, 2009).

A importância da agricultura familiar sempre é lembrada por absorver a mão de obra familiar e pela produção de subsistência, sendo assim valorizada mais pelo aspecto social do que propriamente econômico (GUILHOTO, 2007). Entretanto, ao se considerar toda a cadeia, desde as atividades que alimentam o setor rural (fornecedores dos insumos), as indústrias (alimentadas pela produção rural) e os setores de distribuição (comercialização e transporte), além do próprio setor de produção (agricultura e pecuária), a distribuição dos recursos do segmento familiar é maior e descentralizado (GUILHOTO, 2007; WESZ JUNIOR, 2008). Além disso, a própria produção de hortigranjeiros proporciona sustentabilidade econômica para a agricultura familiar por permitir a comercialização com menor grau de processamento, enquanto produtos como a soja e o fumo constituem a matéria-prima de produtos totalmente industrializados, favorecendo a concentração do capital nas mãos das grandes indústrias.

Segundo Vieira (1997), quando a agricultura familiar se baseia na produção de “commodities” a sustentabilidade do setor é fragilizada, devido a grande competição entre produtores internacionais. Entretanto, quando o produtor procura entrar na industrialização para agregar valor ao seu produto, ele tem a competição intensa e um mercado mais complexo, o qual exige outras estratégias para garantir sua sustentabilidade. Mas para isso, é fundamental a organização desses produtores avançar na comercialização e diferenciação dos produtos, para assim garantir espaço em regiões dominadas por grandes indústrias.

As AFPP caracterizam-se por ser um segmento constituído por pequenos produtores, que processam alimentos de origem vegetal e/ou animal onde, geralmente, o processamento é simplificado, mas que agrega valor aos produtos (FISCHER, 2006). As AFPP podem ser agrupadas em três categorias quanto ao tipo de produção: de alimentos, de bebidas e de ambas. No grupo de produção de alimentos são incluídos os panificados, os lácteos, os embutidos, as compotas/conservas, as rapaduras/melado/açúcar-mascavo e o mel, e na produção de bebidas os vinhos, os sucos, os licores e as bebidas lácteas.

Os responsáveis pelas agroindústrias apontam a falta de mão de obra e a saída dos jovens do campo para as cidades em busca de cursos profissionalizantes, como sérios problemas para a viabilidade econômica das agroindústrias. Poucas ainda apresentam jovens integralmente envolvidos na atividade e com perspectiva de atuarem na sucessão familiar. A falta de perspectiva ou a dificuldade de manter todos os integrantes com uma boa renda se reflete inclusive na própria adequação da agroindústria nas normas legais, tornando-se por consequência um fator de entrave na regulamentação e registro da AFPP. Além desses, também há a dificuldade na aquisição de créditos e construção da infraestrutura, principalmente na implantação da agroindústria, a distância das cidades, a dificuldade de comercialização, tanto pela concorrência como pela falta de registro e autorização para venda intermunicipal ou inadequação à legislação ambiental e sanitária.

A função das AFPP pode ser percebida na questão da distribuição e circulação de renda e na questão social. No que se refere à distribuição de renda, pode-se afirmar que, além da renda da família, há uma abrangente participação de vários segmentos da comunidade que, de alguma forma, estão desenvolvendo algum tipo de serviço em função das AFPP. Dentre as principais atividades fora da AFPP, mas que existem em função dela, se pode citar a compra e venda de matérias-primas, fretes e, indiretamente, com maior poder

aquisitivo proporcionado pelas AFPP, outros bens e serviços oferecidos no mercado são mais procurados.

3. Caracterização das agroindústrias familiares de pequeno porte quanto aos tipos de resíduos e potencial poluidor

No Rio Grande do Sul, os estabelecimentos rurais de base familiar ocupam em torno de 41% da área rural total e contribuem com 58% do valor bruto da produção, com 11% do Produto Interno Bruto (PIB), o que caracteriza a importância deste segmento da sociedade (IBGE, 2009). Na Região Central do Estado, mais precisamente nas áreas de encostas, tradicionalmente ocupadas por propriedades familiares que cultivam o fumo e alguns cultivos de subsistência, as atividades agroindustriais surgiram principalmente em reflexo à imigração italiana pela preservação de seus costumes e cultura local.

Neuman e Souza (2006), estudando os sistemas agrários na região central do RS, constataram que havia aquela época em torno de 200 unidades de produção artesanal de alimentos na região da Quarta Colônia, onde predominava a informalidade pelo não atendimento integral às exigências sanitárias e ambientais. Segundo o estudo, não chegavam a 5% o número de estabelecimentos legalizados, realidade que não mudou até os dias atuais.

Entre as atividades desenvolvidas nessa região, destacam-se a produção de embutidos, de queijos e outros derivados de leite, de doces e conservas de frutas e legumes, de aguardente, licores, sucos e vinhos. Com poucas exceções, as agroindústrias familiares apresentam problemas relativos a questão ambiental: qualidade da água, tratamento e lançamento de resíduo líquido e, disposição de resíduos sólidos (COPETTI, 2010).

Os resíduos das indústrias de laticínios e abatedouros têm alto poder poluente por conter gordura, sólidos orgânicos e inorgânicos, além de substâncias químicas que podem ser adicionadas durante o processamento. Referindo-se às indústrias de laticínios, Machado et al. (2001) apontam uma grande diversidade na composição dos efluentes, ocorrendo nas águas de lavagem de equipamentos e piso, nos esgotos sanitários gerados e águas pluviais captadas na indústria, além de embalagens plásticas, embalagens de papelão, lixo doméstico, cinzas de caldeiras, aparas de queijo e, em menor quantidade, metais e vidros. Assim, no nível de pequenas unidades industriais torna-se difícil a adoção de um sistema de tratamento padrão, devido à necessidade de utilização de métodos variados para minimizar o efeito poluente e dar destino adequado a

cada um dos resíduos gerados. Quanto às águas residuárias geradas no processamento de matéria-prima de origem vegetal, estas podem conter, além de elevado conteúdo de material orgânico, outros poluentes, tais como solo, restos de vegetais e pesticidas (MATOS, 2005). A presença de múltiplas moléculas, elementos químicos e diversidade microbiológica faz do tratamento de resíduos oriundos da atividade agroindustrial uma operação de alta complexidade, pois cada composição específica de um efluente exige um sistema de tratamento diferenciado (SILVEIRA, 1999).

Zanotto et al. (2006) alertam que a composição dos efluentes do processamento de carne suína e de aves representam alto risco ao ambiente, por se tratar de águas residuárias que carregam resíduos de sangue, gordura, líquidos fisiológicos, restos de carne, ossos, vísceras e água de higienização. A impossibilidade de utilização do sangue para produção de ração para as próprias aves, bovinos e suínos, devido ao controle na transmissão de doenças, ainda é recomendado no caso de abatedouros bovinos, pela grande quantidade de sangue gerado (PENA, 2007) e destinado apenas para cães e gatos, evitando problemas ao consumo humano (VEGRO; ROCHA, 2007). Pena (2007) sugere a divisão dos efluentes do processamento de carne em uma linha verde (sem presença de sangue) e a linha vermelha, envolvendo os efluentes do abate e etapas posteriores de processamento. Isso possibilita melhor segregação dos resíduos em suspensão, facilitando o tratamento primário e reduzindo etapas posteriores, além de propiciar destino adequado aos diferentes resíduos. No caso de empreendimentos agroindustriais dedicados ao processamento de carne, sem abate de animais, apesar do menor potencial poluente, também há necessidade de programar sistemas de tratamento adequado, pois as águas de lavagem possuem resíduos de emulsões, carcaças, farelos, entre outros. Embora estas indústrias não tenham os índices de poluição dos abatedouros, sua poluição é considerável, principalmente pela variedade de despejos ao longo do dia (SILVEIRA, 1999).

Na produção de aguardente são gerados de seis a oito litros de vinhoto ou vinhaça para cada litro do produto (OLIVEIRA et al., 2005). Esse resíduo tem alta Demanda Química de Oxigênio (DQO) e DBO, o que confere um caráter altamente poluidor. Segundo Freire e Cortez (2000), o poder poluente da vinhaça é aproximadamente 100 vezes maior que o do esgoto doméstico, o que decorre da sua riqueza em matéria orgânica, baixo pH, elevada corrosividade e altos índices de DBO, de 20.000 a 35.000 mg L⁻¹ (SILVA et al., 2007). Além disto, possui elevada temperatura na saída dos destiladores o que a torna altamente nociva à fauna e à

flora aquática. Apesar do seu potencial como fertilizante (SILVA, 2006), a vinhaça pode provocar danos ambientais quando sua aplicação for de forma inadequada (PIACENTE; PIACENTE, 2004).

As cinzas, provenientes de fornos ou caldeiras, cascas de ovos e cascas de frutas (principalmente de uva) são geradas em menor quantidade pelas AFPP, e ainda, alguns resíduos são gerados esporadicamente e em quantidades insignificantes. Dessa forma, percebe-se que há pouca geração de resíduos e que as soluções para uso e tratamento são de certa forma, pouco exigentes em estrutura e tecnologias (COPETTI, 2010).

Os tipos, quantidades, frequência e o potencial de poluição dos resíduos são característicos de cada AFPP. Uma mesma AFPP pode gerar diferentes tipos de resíduos líquidos e sólidos, alguns são gerados em maior quantidade e periodicidade enquanto outros, raramente são gerados e não apresentam periodicidade definida. As agroindústrias produtoras de derivados da cana-de-açúcar, por exemplo, que geram vinhaça, não necessariamente precisam tratar o resíduo, mas dar destino adequado, como na alimentação do gado e disposição em lavouras, desde que respeitando as quantidades recomendadas.

4. Impacto das agroindústrias familiares de pequeno porte no ambiente

O agricultor que passa a desenvolver atividade agroindustrial deixa de atuar por conta própria e passa a seguir uma série de normas pré-estabelecidas pelos órgãos ambientais e sanitários por se tratarem de alimentos oferecidos para consumo humano. Todas as indústrias, públicas ou privadas, inseridas na listagem das atividades consideradas potencialmente causadoras de degradação ambiental, devem ser registradas junto ao Órgão Estadual de Meio Ambiente. Os registros compreendem a Licença Prévia, a Licença de Instalação e a Licença de Operação. Essa exigência se deve ao fato das AFPP serem enquadradas como fontes de poluição pontual, por permitirem a identificação do lançamento do efluente. Nos países desenvolvidos, maior atenção tem sido dada à poluição difusa, pelo fato os problemas causados pelas fontes pontuais já terem sido equacionados. Entretanto, nas nossas condições, há praticamente tudo a ser feito em termos do controle da poluição pontual originária de vilarejos rurais e agroindústrias (VON SPERLING, 1996), bem como em relação às fontes de poluição difusas, principalmente da agricultura.

As características dos problemas ambientais gerados pelas AFPP representam um novo tipo de desafio às famílias envolvidas e aos serviços de Assistência

Técnica e Extensão Rural, pois significa uma relação diferenciada com o ambiente quanto às práticas sociais historicamente desenvolvidas nas atividades agrícolas. Tal situação impõe aos responsáveis pelas AFPP ações sob as quais não estão familiarizados, o que aumenta a necessidade de orientação técnica a estes empreendimentos. No entanto, observa-se que os profissionais envolvidos com as AFPP enfrentam dificuldades, porque os procedimentos normalmente exigidos pelos órgãos ambientais para proteção dos recursos naturais são os mesmos exigidos para grandes empresas agroindustriais, o que representa investimentos muitas vezes incompatíveis com a realidade das AFPP. Essa dificuldade se agrava pela escassa produção acadêmica sobre a gestão ambiental de empreendimentos agroindustriais de pequeno porte, o que implica em ausência de um corpo consolidado de conhecimentos tecnológicos capazes de sustentar propostas menos onerosas de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos e líquidos.

A carência de informações técnicas sobre a forma de enfrentar o desafio de adequar as unidades de processamento à legislação ambiental, realizando investimentos compatíveis com a capacidade de pagamento destes empreendimentos impõe que sejam efetivados estudos científicos para gerar indicadores de poluição dos recursos hídricos e edáficos e encontrarem-se formas de minimizá-los. Como enfatiza Silveira (1999), o conhecimento da natureza do efluente é essencial para o projeto e análise de instalações de tratamento, sendo o ponto de partida para a revisão dos processos utilizados e a possibilidade de utilização de subprodutos. Segundo o mesmo autor, tais informações são fundamentais para elaboração de um plano de controle ambiental, onde se proponham alternativas de tratamento e a decisão sobre a utilização de processos físicos, químicos e biológicos, de forma isolada ou articulada.

O grande número de unidades de processamento de matéria-prima de origem animal e vegetal que permanecem na informalidade, resultando em ausência de controle dos eventuais riscos e impactos causados ao meio-ambiente, implica na necessidade de aprofundarmos o estudo dos resíduos sólidos e líquidos por elas gerados. Deste modo, pode-se inferir que seu poder poluente e seu efeito para os recursos hídricos e edáficos são pouco estudados pelos pesquisadores e órgãos ambientais, talvez pela pequena escala destes empreendimentos e o conseqüente pequeno volume de resíduos gerados. No entanto, os resíduos oriundos do processamento de matéria-prima de origem animal e vegetal apresentam características peculiares em relação aos resíduos de outras atividades industriais.

Enquanto as águas residuárias exclusivamente industriais contêm, geralmente, maior percentual de sólidos suspensos e dissolvidos inorgânicos, as águas residuárias de atividades agropecuárias, agroindustriais e domésticas podem conter partículas de solo, fertilizantes, pesticidas, patógenos e, comumente, grande carga orgânica (MATOS, 2005).

A caracterização das AFPP é influenciada pela forma de ocupação e pelo tipo de exploração agrícola. Na Região Central do Rio Grande do Sul, mais especificamente na Região da Quarta Colônia de Imigração Italiana, encontram-se duas condições ambientais que regem o tipo de exploração agrícola: as várzeas, que permitem cultivo de arroz alagado, e as encostas, onde se tem uma maior variedade de atividades agrícolas, predominando cultivos de subsistência e, comercialmente, a cultura do fumo. Embora a comercialização dos excedentes tenha surgido junto com a colonização, a atividade agroindustrial ganhou importância e dedicação, tanto por parte dos produtores como das entidades públicas, somente a partir da década de 90, quando se iniciou uma série de atividades vinculadas ao processamento de matéria-prima com caráter mais agroindustrial.

A legislação não prevê normas para controle de poluição difusa, como aquelas provocadas no cultivo de arroz e ou fumo, mas existe uma complexa normatização para controle de lançamentos de efluentes gerados no processamento de materiais de origem animal e vegetal, as quais se caracterizam como fontes pontuais de poluição. No âmbito nacional, o lançamento de efluentes é regulado pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Resolução nº 357 de 2005 e para o Estado do RS pelo CONSEMA por meio da Resolução nº128 de 2006.

A diferença acerca do potencial de degradação ambiental entre pequenas e grandes indústrias é ainda pouco esclarecida, assim como a contaminação causada dentro da propriedade rural devido ao processamento da produção na AFPP em relação às atividades de produção agrícola (fonte pontual e difusa de contaminação). Dessa forma, torna-se necessário uma comparação entre as principais fontes difusas (lavoura de fumo e lavoura de arroz alagado) e pontuais (dejetos animais e humanos e efluentes agroindustriais) representantes da região.

Os fatores de interferência na qualidade da água dos córregos atuam de forma dinâmica e complexa. Os diferentes tipos, quantidades e sazonalidades de resíduos lançados pelas agroindústrias tornam a interferência na qualidade da água dos córregos completamente específica para cada agroindústria. Além do mais, a capacidade de cada córrego receber uma carga

residual se autodepurar é diretamente influenciada pela dinâmica de oxigenação da água, através do fluxo rápido e turbulento ditado pelo tipo de relevo e constituição do canal do córrego, além da frequência e volume das demais fontes pontuais e difusas de poluição.

Na pequena bacia hidrográfica do Arroio Lino em Agudo, região onde se cultivava fumo de maneira intensiva, o estudo feito por Gonçalves (2003) mostrou que a água do arroio estava continuamente com alto teor de fósforo total (média de $0,17 \text{ mg L}^{-1}$). Os altos valores encontrados são atribuídos ao manejo do solo adotado, onde, de acordo com Rheinheimer et al. (2003), as empresas fumageiras adotam um sistema de adubação baseado na segurança de produção em detrimento dos demais recursos. Porém, nenhum órgão ambiental consegue impedir esse tipo de prática, ou penalizar as empresas responsáveis.

Conforme Pellegrini (2005), a transferência de partículas de solo e de fósforo dos sistemas terrestres para os ambientes aquáticos é incrementada pelo aumento nas áreas de lavoura e de estradas. Assim como nas agroindústrias, a falta de planejamento das instalações das sedes das propriedades e do tratamento dos dejetos animais contribui para o enriquecimento da água com fosfato, o que de fato condiz com os resultados encontrados nos córregos estudados por Copetti (2010). Bortoluzzi et al. (2006) também evidenciaram a participação de outras atividades responsáveis e não apenas a atividade agroindustrial como a principal na degradação da qualidade da água.

Os cursos de águas apresentam contaminação ao longo do percurso causada pelas diferentes atividades (COPETTI, 2010). A proteção das nascentes e das margens dos rios com vegetação nativa é tão importante quanto a quantidade e o tipo de poluentes lançados, diretamente ou indiretamente nos cursos de água, para a alteração na qualidade da água.

A poluição da água no córrego se dá por inúmeros fatores, inclusive de resíduos tratados de forma ineficiente. Portanto, o conhecimento do potencial poluidor de cada atividade se mostra fundamental para que se reduza a contaminação da água nos córregos. É preciso também, reduzir a contaminação de todas as atividades, e a atividade agroindustrial é uma das que mais possibilita essa redução, porque se tratam de fontes pontuais de poluição, mas as técnicas para tal devem ser adequadas a situação de cada agroindústria, para

que, além de viável economicamente, seja de fato eficiente no tratamento, e não apenas como um requisito para legalização.

5. Estudo de caso: agroindústrias da Quarta Colônia

A seguir serão caracterizados os principais resíduos das agroindústrias familiares de pequeno porte de um grupo de produtores da Quarta Colônia de Imigração Italiana - Rio Grande do Sul. Concomitantemente serão discutidos os destinos dados aos efluentes gerados pelos produtores dessa Região e outros exemplos da literatura, bem como os problemas relacionados com determinados usos ou descartes inadequados.

Inicialmente, frisa-se que a quantidade de resíduos sólidos descartados pelas agroindústrias familiares estudadas é muito pequena comparativamente aos resíduos líquidos. Por produzir uma quantidade pequena de resíduos sólidos, é possível a transformação desses resíduos em um composto para uso em hortas domésticas ou lavouras.

Foram caracterizados os resíduos das agroindústrias de produção de aguardente (vinhaça e bagaço da cana-de-açúcar), de queijo (soro e soro diluído com água), de abatedouro de aves (sangue, águas residuárias, penas e víceras), de pães/cucas (fermento de batata, cinzas e cascas de ovos), de licores e de vinhos (bagaço de cana-de-açúcar e uva e água de lavagem).

Nas AFPP em questão, o bagaço da cana-de-açúcar é geralmente espalhado nas lavouras ou pomares como adubo e nos poteiros como alimento para o gado, ou ainda, é apenas amontoado para que ocorra a decomposição (COPETTI, 2010). Dessa forma, o potencial de uso está sendo subutilizado, pois ao utilizá-lo como alimento, sem nenhum processo que promova o rompimento da estrutura de sua fração fibrosa para torná-lo mais digestível, ou seja, mais acessível às enzimas presentes no rumem, não se obtém um valor nutritivo satisfatório (TEIXEIRA, 2007). Silva (2006) estudou o uso do bagaço da cana como matéria-prima para produção de painel particulado similar ao *Oriented Strand Board*² e constatou a viabilidade da produção, cujas propriedades atenderam aos requisitos das diferentes faixas de uso propostas pela norma padrão. Outro uso do bagaço ocorre nas usinas produtoras de álcool, no qual, aproximadamente 80% são queimados para gerar energia nas caldeiras (TEIXEIRA, 2007).

² *Oriented Strand Board*: (em português Painel de Tiras de Madeira Orientadas) é um material derivado da madeira, composto por pequenas lascas de madeira orientadas em camadas cruzadas seguindo uma determinada direção, que lhe conferem alta resistência e rigidez.

Os resíduos provenientes da produção de vinhos no Vale do São Francisco foram testados por Barroso (2005) como alimento na dieta de caprinos e os resultados mostraram que essa alternativa proporcionou ganho de peso aos animais, atingindo níveis satisfatórios. Cataneo (2008) estudou resíduos de duas variedades de uvas e apontou-os para uso como fonte alternativa de compostos fenólicos, devido as suas propriedades antioxidantes, para exploração na indústria de fitoterápicos e de complementos alimentares. Na região estudada as cascas e engace das uvas são lançados no ambiente sem nenhum propósito de aproveitamento.

Apesar das inúmeras alternativas nobres dos principais resíduos gerados (bagaço da cana-de-açúcar e uvas), a melhor opção para uso desses resíduos em pequena escala, como nas agroindústrias é a compostagem, porque juntamente com outros resíduos da agroindústria podem ser transformados em adubo orgânico. Para alimentação do gado, o bagaço da cana pode ser usado desde que sofra fermentação no processo de silagem com adição de proteína.

Os resíduos sólidos analisados neste estudo apresentam baixo potencial poluidor do ambiente, mas o lançamento anual em um mesmo local pode alterar as características químicas do solo. O bagaço da cana-de-açúcar fresco apresenta alta relação C:N (>100:1), o qual poderá imobilizar o N do solo provocando deficiência para as plantas durante sua decomposição que é superior a um ano. Após um ano exposto aos micro-organismos, o bagaço tem sua relação C:N aumentada para aproximadamente 175:1. Já a casca de uva apresenta uma relação C:N em torno de 20:1, o que acelera a decomposição desse material e a liberação dos nutrientes, porém se ocorrer o lançamento direto sobre um cultivo pode provocar distúrbios fisiológicos (COPETTI, 2010).

A compostagem do bagaço é a melhor alternativa para transformar esse resíduo em um composto a ser utilizado na lavoura, porém, deve-se utilizar outro material com relação C:N menor para poder melhorar a qualidade do composto e facilitar a degradação.

Alguns resíduos líquidos gerados nessas agroindústrias apresentam alto potencial de poluição, em função da composição mineral e orgânica. As baixas quantidades geradas pela maioria delas reduzem o potencial de contaminação, mas não o eliminam.

Considerando os indicadores orgânicos DBO e DQO dos resíduos, a vinhaça e o soro de queijo foram os mais concentrados, com aproximadamente 20.000 mg L⁻¹ de DBO para ambos, enquanto para DQO, os resíduos mais concentrados são soro de queijo com aproximadamente 80.000 mg L⁻¹ e a vinhaça com mais de 30.000 mg L⁻¹. Alguns resíduos podem apresentar contaminação por bactérias potencialmente causadoras de

doenças, principalmente se forem misturados com água de limpeza ou banheiros sanitários.

O Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) estipula concentrações máximas para alguns parâmetros no resíduo lançado diretamente no ambiente. Na AFPP de laticínios, o soro de queijo apresentou valores de pH, amônia, fósforo, DBO, DQO e coliformes fecais fora da faixa padronizada pelo CONSEMA Resolução nº 128/2006 (Tabela 12). O soro e a água de lavagem também apresentaram valores fora dos padrões, com exceção da amônia e coliformes fecais. A AFPP produtora de cachaça, a vinhaça apresentou valores de pH, amônia, fósforo, DBO e DQO, Fe, Cu, Zn e Mn, bem acima do permitido para lançamento direto ou indireto nos corpos de água (valores encontrados na região de estudo).

O sangue proveniente do abate de frango, na AFPP com abatedouro de aves, apresentou altos teores de fósforo e ferro (COPETTI, 2010). Isto limita o lançamento direto e indireto no ambiente e, sem dúvidas, apesar de não ter sido realizada a análise, a DBO e a DQO devem ser extremamente altas. Apesar disso, o sangue tem qualidades nutricionais elevadas, sendo interessante o uso em compostagem para produzir um composto com boa qualidade nutricional.

Outro resíduo com potencial poluidor na região é o de padarias que utilizam fermento natural a partir da batata. A água de troca diária para reprodução do fermento apresentou valores de pH, NH₄⁺, P, DBO e DQO, fora dos padrões de lançamento. Do mesmo modo que o sangue e a vinhaça, não são considerados problemas por serem gerados em pequena escala e, eventualmente, sendo muito fácil o destino sem comprometer a qualidade do ambiente.

Dos demais resíduos analisados nas agroindústrias da região da Quarta Colônia, tem-se as águas residuárias do abatedouro de aves (água de escalda e lavagem) com NH₄⁺, fósforo, DBO, DQO e coliformes fecais, e os efluentes da produção de licores (águas de lavagem misturados com efluentes domésticos) com a DBO, a DQO e os coliformes fecais, e os efluentes da produção de vinhos (águas de lavagem misturados com efluentes domésticos) com NH₄⁺, Fe, Cu, ZN, P, DBO, DQO e coliformes fecais, todos esses resíduos e parâmetros fora dos padrões de lançamento direto e indireto no ambiente.

O volume total do resíduo gerado nas cinco principais agroindústrias do grupo estudado que compreende 15 agroindústrias na Região da Quarta Colônia de Imigração Italiana é aproximadamente o mesmo volume de dejetos gerados por três propriedades produtoras de 300 suínos cada, e a concentração de nutrientes, em especial ao nitrogênio mineral e o fósforo, é 12

e três vezes menor, respectivamente, que o total de uma dessas propriedades de produção de suínos.

Considerando que a viabilidade técnica da aplicação dos dejetos suínos está relacionada ao teor de sólidos, ao considerar essa relação para os dejetos agroindustriais, o custo de transporte inviabiliza o uso fora da propriedade devido a quantidade de água, o que leva a concluir que medidas de redução do volume de água devem ser tomadas caso não disponha de área de lavouras nas proximidades para aplicação, uma vez que, o lançamento em uma mesma área ao longo dos anos pode comprometer a qualidade ambiental.

O volume total do resíduo gerado nas cinco principais agroindústrias do grupo estudado que compreende 15 agroindústrias na Região da Quarta Colônia de Imigração Italiana é aproximadamente o mesmo volume de dejetos gerados por três propriedades produtoras de 300 suínos cada, e a concentração de nutrientes, em especial ao nitrogênio mineral e o fósforo, é 12 e três vezes menor, respectivamente, que o total de uma dessas propriedades de produção de suínos.

Considerando que a viabilidade técnica da aplicação dos dejetos suínos está relacionada ao teor de sólidos, ao considerar essa relação para os dejetos agroindustriais, o custo de transporte inviabiliza o uso fora da propriedade devido a quantidade de água, o que leva a concluir que medidas de redução do volume de água devem ser tomadas caso não disponha de área de lavouras nas proximidades para aplicação, uma vez que, o lançamento em uma mesma área ao longo dos anos pode comprometer a qualidade ambiental.

As águas doces da classe I podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.

Vale lembrar que o enquadramento é um dos instrumentos para a efetivação da Política Nacional de Recursos Hídricos, feito como requisito do Plano de Bacias, juntamente com o diagnóstico, monitora-se, faz-se o enquadramento e estabelecem-se as metas a serem atingidas. Para uma simulação, considerou-se que a meta da bacia em que estão inseridas as agroindústrias estudadas, era ter uma água na classe I, por ser bacia de cabeceira e com relativa cobertura vegetal. Porém, na realidade, seria pouco provável um comitê estipular essa meta para uma bacia agrícola, justamente por ser difícil de atingir os padrões da classe I.

Ao simular o lançamento dos resíduos líquidos em águas sem impurezas percebe-se o potencial poluidor das diferentes agroindústrias ao quantificar quantos litros dessa água seriam necessários para diluir cada litro de resíduo mantendo os padrões de enquadramento em água de classe I segundo o CONAMA 357. Entre os resíduos apresentados, o sangue é o que necessita maior volume de água para diluir a concentração em níveis da classe I do CONAMA (4.760 L), sendo o fósforo, o responsável pela maior quantidade necessária. A vinhaça não apresenta teores tão elevados de fósforo, mas é a que necessita maior volume de água para diluir os teores de NO_3^- , NH_4^+ , SDT, Cu (1.058 L), Mn e Zn em relação aos demais resíduos citados na **Tabela 12**. Esses valores são baixos comparativamente ao dejetos de suíno, o qual necessitaria de 5.760 L de água por litro de dejetos por causa da alta concentração de fósforo.

Em termos de impacto no ambiente ou potencial poluidor pode-se verificar que as agroindústrias estudadas apresentam baixo potencial de poluição, embora alguns resíduos apresentem maior concentração do poluente, pois o volume gerado anualmente é inferior às demais atividades agrícolas, como na criação de suínos, por exemplo.

Os resíduos gerados nas AFPP processadoras de matéria-prima de origem vegetal ou animal permitem reutilização na maioria das vezes, como alimento de animais e principalmente como adubo orgânico. Porém, a aplicação no solo ou lançamento nos cursos de água sem devido tratamento, pode comprometer a qualidade do solo e dos recursos hídricos. O lançamento direto nos cursos de água é desnecessário, uma vez que, a quantidade é baixa e os resíduos são gerados próximos de lavouras ou pastagens, onde há possibilidade de reutilização como adubo após estabilização do resíduo. É muito importante que o material esteja estabilizado para não provocar maus odores, moscas e fitotoxidez pela possível fermentação.

6. Tratamentos e usos de resíduos de agroindústrias familiares de pequeno porte

Todo lançamento de dejetos líquidos em um corpo receptor está obrigado a seguir padrões de qualidade contemplados nas legislações do Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Saúde e órgãos estaduais responsáveis pela proteção dos cursos de água. Estes padrões se baseiam no princípio de restabelecimento do equilíbrio e da autodepuração do corpo receptor, bem como, pela conversão de compostos orgânicos ativos em compostos orgânicos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico (VON SPERLING, 1996).

Tabela 12. Composição química, física e microbiológica dos principais resíduos líquidos gerados no processamento de alimentos de origem vegetal e animal nas agroindústrias familiares de pequeno porte do grupo Rede da Casa da Quarta Colônia - Rio Grande do Sul.

Parâmetro	Unidade	Resíduos líquidos								Padrões ¹ CONSEMA
		Soro de queijo	Soro + água	Vinhaça	Sangue de aves	Fermento batata	Águas de abatedouro	Efluente de produção de licores	Efluente de produção de vinhos	
CE	uSm cm ⁻¹	4170	5030	8640	-	1690	548	275	1705	-
pH	-	4,63	3,83	2,74	-	3,75	6,00	7,23	7,16	06-09
Cor	mg PT L ⁻¹	>250	> 250	>250	>250	>250	>250	100	>250	-
Turbidez	UNT	7708	8241	>1000	>1000	>1000	217	11	73	-
NH ₄	mg L ⁻¹	20,74	16,01	34,70	-	24,60	22,90	12,90	57,90	20,00
NO ₃	mg L ⁻¹	0,00	0,00	334,92	-	2,38	0,05	0,42	0,53	-
Na	mg L ⁻¹	887,2	726,8	1315,8	2709,0	7464,0	35,1	26,8	566,0	-
K	mg L ⁻¹	2107,0	708,1	2935,0	3735,0	8077,0	29,2	11,1	37,8	-
Ca	mg L ⁻¹	101,80	71,46	451,00	22,00	18,00	5,80	8,90	41,20	-
Mg	mg L ⁻¹	37,50	36,60	211,00	19,00	55,00	1,90	2,10	14,60	-
Mn	mg L ⁻¹	0,07	0,22	11,55	-	0,59	0,05	0,02	0,69	1,00
Fe	mg L ⁻¹	2,70	5,65	41,00	45,00	1,90	0,62	0,00	26,70	10,00
Cu	mg L ⁻¹	0,00	0,00	10,00	-	0,00	0,00	0,00	0,64	0,50
Zn	mg L ⁻¹	0,55	0,48	3,90	-	0,22	0,00	0,08	2,65	2,00
P	mg L ⁻¹	66,38	76,02	73,00	476,00	131,00	6,80	1,70	25,00	4,00
COT	mg L ⁻¹	8301	3302	13108	-	34056	849	17	1601	-
DBO	mg L ⁻¹	18380	10800	20400	-	5510	789	183	3806	180
DQO	mg L ⁻¹	79386	258655	>30000	-	115558	1200	191	5209	400
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	0	0	0	-	0	216	69	567	-
Dureza	mg CaCO ₃ L ⁻¹	408	329	1997	-	276	22	31	162	-
Coliformes totais	NMP 100ml ⁻¹	23054	23054	0	0	4,4	>23054	>23054	>23054	-
Coliformes fecais	NMP 100ml ⁻¹	23054	8	0	0	0	>23054	>23054	12753	10000
ST	mg L ⁻¹	15729	11686	34686	-	21357	733	200	1885	-
SDT	mg L ⁻¹	12657	11620	29057	-	17414	93	129	886	-

¹ Padrões CONSEMA para vazões de lançamento menores que 20 m³ dia⁻¹ para DBO e DQO, e menores que 100 m³ dia⁻¹ para amônia, fósforo e coliformes fecais. Os demais parâmetros foram estabelecidos independentes da vazão e no caso de valores não estabelecidos usa-se os valores para classe II do CONAMA para águas doces. Fonte: Copetti (2010).

Tabela 12. Quantificação do volume de água sem impurezas necessário para diluir um litro de resíduo líquido para enquadrar na qualidade de águas da classe I do CONAMA 357/2005.

Tipo de resíduo	Padrão classe I (mg L ⁻¹)							
	NO ₃	NH ₄	SDT	Cu	Fe	P	Mn	Zn
	10	3,7	500	0,009	0,3	0,1	0,1	0,18
	Litros de água sem impurezas necessários para depurar as águas residuárias							
Soro de queijo	0	5	25	0	9	555	0	3
Soro de queijo+água	0	4	23	0	19	760	2	3
Sangue	-	-	-	-	150	4760	-	-
Água de abate	0	6	0	0	2	68	0	0
Vinhaça	33	9	58	1058	107	730	115	22
Fermento de batata	0	6	35	0	6	131	6	1
Efluente de produção de licores	0	3	0	0	0	17	0	0
Efluentes de produção de vinhos e sucos	0	15	2	71	89	250	7	15
Dejeto suíno*	0	236	-	2978	-	5760	17	146

OBS: A vinhaça apresenta Fe e Cu solúvel em concentrações de 32,12 e 9,52 mg L⁻¹, nos demais resíduos foram usados valores dos teores totais da **Tabela 11**; * Extraído de Hübner (2008) adaptado de Vanotti et al. (2007), e Mattias (2006). Fonte: Copetti (2010).

A reutilização de resíduos de qualquer natureza que possam apresentar riscos de contaminação ambiental ou comprometimento da saúde dos indivíduos deve seguir normas pré-estabelecidas. A Resolução CONAMA nº 357 de 2005, além de estabelecer os parâmetros de qualidade de água que enquadram em diferentes classes, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Dentre os parâmetros avaliados para obtenção do grau de qualidade da água sobressaem-se os que comprometem, especialmente, a sustentação da vida aquática e dos dependentes dessa. A Resolução CONAMA nº 357 estabelece limites para fósforo, por exemplo, baseado na característica do corpo d'água (ambiente lêntico ou lótico) e nos limites que interferem negativamente nos diferentes ambientes. Já para nitrogênio total amoniacal os limites consideram a faixa do pH da água. Em termos de importância, o nitrogênio e o fósforo são considerados os principais responsáveis pela eutrofização dos cursos de água, por serem componentes essenciais para o desenvolvimento dos organismos, o que possibilita um desequilíbrio na proliferação de algas, plantas aquáticas e microrganismos, exigindo elevados níveis de oxigênio dissolvido comprometendo a disponibilidade aos outros organismos daquele ambiente.

O lançamento de efluentes em um curso de água provoca alterações nas propriedades físicas e químicas da água (HUSSAR, 2001). A preocupação com a preservação da qualidade ambiental e com a saúde pública é a fundamentação do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). Esse por meio da Resolução nº 128 de 2006, dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Esta resolução estabelece que quando o lançamento tiver vazão menor que 100 m³

dia⁻¹ o padrão para emissão de nitrogênio e fósforo total deve ser de 20 mg L⁻¹ e 4 mg L⁻¹, respectivamente. Os padrões de lançamento de DBO e DQO devem ser inferiores a 180 mg L⁻¹ e 400 mg L⁻¹, respectivamente, para empreendimentos com vazão inferior a 20 m³ dia⁻¹. Para vazões maiores os valores máximos diminuem, como no caso de vazões de lançamento maiores que 10.000 m³ dia⁻¹ que tem valores de DBO e DQO com o máximo de 40 mg L⁻¹ e 150 mg L⁻¹.

Segundo Silveira (1999), os métodos utilizados no tratamento de efluentes líquidos podem incluir processos físicos (remoções de sólidos grosseiros sedimentáveis e flutuantes); processos químicos (floculação, precipitação química, cloração, oxidação química, neutralização e elutriação); e ou processos biológicos (aeróbica - processo de lodos ativados e filtros biológicos; anaeróbica - reatores anaeróbicos de fluxo ascendente, lagoas anaeróbicas e filtros anaeróbicos; e outros processos de tecnologia mais complexa - filtração rápida, adsorção, eletrodialise, troca iônica e osmose inversa). Para os resíduos sólidos, os métodos de tratamento mais usuais são o aterro sanitário, a disposição no solo, a compostagem e a incineração, além do uso como matéria-prima na produção de sabões, detergentes e ração animal (SILVEIRA, 1999). Neste sentido, muitas iniciativas em busca de processos mais limpos de produção têm sido adotadas, dentre elas o Centro Nacional de Tecnologias Limpas do SENAI-RS, em que:

Baseado em problemas ambientais conhecidos, o Programa de Produção Mais Limpa investiga o processo de produção e as demais atividades de uma empresa e estuda-os do ponto de vista da utilização de materiais e energia. Esta abordagem ajuda a induzir inovações dentro das próprias empresas a fim de trazer a estas e a toda a região, um passo em direção a um de-

envolvimento sustentável. A partir disto, são criteriosamente estudados os produtos, as tecnologias e os materiais, a fim de minimizar os resíduos, as emissões e os efluentes, e encontrar modos de reutilizar os resíduos inevitáveis (SENAI-RS, 2003).

A compostagem tem sido estudada como a principal alternativa técnica, para o tratamento de resíduos orgânicos em estado sólido, e tecnologias eficazes e seguras tem sido postas à disposição da sociedade (PEREIRA NETO, 1996). A compostagem, na atualidade, é definida como um processo biotecnológico, desenvolvido em meio aeróbico controlado, realizado por uma colônia mista de microrganismos. Historicamente, as mais antigas fontes de matéria orgânica empregada como fertilizante são os esterco animais e adubos verdes. Além desses fertilizantes, atualmente, e seguindo as normas de utilização, se utiliza outros tais como: fezes humanas, que no Oriente receberam o nome de “solo noturno” e nos dias de hoje, lodo de esgoto; o lixo urbano domiciliar; as tortas vegetais geradas como resíduos da industrialização das sementes oleaginosas; o guano; a turfa; o linhito; e os demais resíduos de indústrias agrícolas, de conservas alimentícias, de bebidas, de frigoríficos, de produtos farmacêuticos e de curtumes (SANTOS, 1993). O preparo do composto na propriedade rural necessita de duas fontes de matérias primas: os resíduos vegetais e os resíduos animais (esterco). Os resíduos animais atuam como inoculantes para a compostagem.

No caso de resíduos líquidos, o tratamento pelo método da zona de raízes que é um método que vem sendo utilizado no mundo para o tratamento de esgoto doméstico, é um dos mais promissores para AFPP. Este método teve sua origem na Europa, na década de 1950, para a redução de compostos orgânicos de efluentes industriais (FERREIRA et al., 2003; SEZERINO et al., 2015). Esta tecnologia se expandiu com o advento dos movimentos ambientalistas da década de 1970, e teve como objetivo primeiro o controle da qualidade da água. Segundo Mazzola (2003), no Brasil também se denominam terras úmidas construídas e estações de tratamento de efluentes por “zona de raízes”. Os baixos custos de implantação e operação, aliados à tecnologia relativamente simples e eficiente na remoção de poluentes, são fatores que têm contribuído para a utilização crescente dos leitos cultivados em diversos países do mundo, principalmente de resíduos domésticos e agroindustriais (FERREIRA et al., 2003; ANJOS, 2003).

Uma parte dos resíduos pode e deve ser submetida a tratamento específico buscando reduzir ao máximo seu poder poluente. No entanto, os sistemas de

tratamento indicados pelos órgãos fiscalizadores podem acarretar em alguns casos em altos investimentos. Por esta razão, quando há possibilidade de reutilização de parte do resíduo, através de processo de reciclagem e tratamentos que reduzam a carga poluidora, tem-se, além do ganho econômico, um ganho ambiental.

No Brasil, a tecnologia de construção e utilização de áreas alagadas para tratamento de águas residuárias segue lentamente se expandindo. Aos poucos, os leitos cultivados têm ganhado espaço como tecnologia empregada principalmente no tratamento de água residuárias domésticas (KAICK, 2002; MAIER, 2007), de lixiviados de aterro sanitário (CECCONELLO, 2005; VON SPERLING, 1996), esterco suíno (HUSSAR, 2001; TOBIAS, 2002), contaminação por metais pesados e resíduos de indústrias (ANJOS, 2003). Os processos de despoluição ocorrem tanto em ambientes naturais como em ambientes artificiais. A estação de tratamento de efluentes (ETE) por zona de raízes difere dos ambientes naturais por proporcionar controle em alguns fatores e processos. A ETE por zona de raízes segue os mesmos princípios da despoluição natural, em que é feita uma filtragem física e biológica com um favorecimento da oxidação da matéria orgânica pela melhor oxigenação proporcionada pelos sistemas radiculares das plantas que também atuam na remoção de nutrientes através da absorção. Os leitos cultivados agem como um filtro biológico, onde os mecanismos físico-químicos, as reações de degradação biológica aeróbica e anaeróbica, a evapotranspiração e a infiltração são responsáveis pela concentração final de poluentes (HUSSAR, 2001; MANSOR, 1998). Segundo esses autores o tratamento do efluente ocorre através da associação do substrato com as plantas. As raízes das plantas se fixam no substrato e retiram os elementos essenciais ao seu desenvolvimento, oxigenam e criam ambiente biológico e químico favorável para o desenvolvimento dos microrganismos que degradam a matéria orgânica e excretam substâncias bactericidas, eliminando parte dos coliformes fecais.

Maier (2007), estudando a eficiência de estações de tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes na remoção de poluentes em propriedades rurais, constatou que o sistema apresentou eficiência de aproximadamente 90% na remoção do fósforo do efluente. Nogueira (2003) e Valentim (1999) observaram decréscimos de 60 e 48% nos teores de fósforo total, respectivamente. As ETes por zona de raízes também são eficientes na diminuição dos teores de nitrogênio total entre 72% e 85% (MAIER, 2007 ; NOGUEIRA, 2003; PARESCHI, 2004). O sistema de tratamento mostrou-se eficiente, na redução da carga orgânica, com queda na

DBO acima de 84% (COSTA, 2003; KAICK, 2002; MAIER, 2007; PARESCHI, 2004; ROSTON, 1993).

Apesar dos vários estudos já existentes até o momento poucos tratam especificamente da problemática das AFPP. Assim, existe a necessidade de compreensão e quantificação destes mecanismos para desenvolvimento de tecnologias apropriadas para o tratamento de efluentes das AFPP que sejam adequados a sua realidade e viáveis do ponto de vista econômico.

Diante do exposto, a estação de tratamento de esgoto por meio de zonas de raízes foi apresentada como uma alternativa prática, acessível e eficiente para o tratamento de resíduos de agroindústrias rurais. Contudo, há a necessidade do conhecimento dos processos envolvidos para explicar e controlar a forma com que os nutrientes, a matéria orgânica e os outros contaminantes (patógenos, metais pesados e nutrientes em altas concentrações) são removidos, bem como, do destino que deve ser dado à biomassa produzida nas estações de tratamento.

7. Estação de tratamento por zona de raízes de efluentes agroindustriais

O sistema de tratamento por zona de raízes apresentado por Kadlec e Knight (1996) deve sofrer adaptações para uso em escala agroindustrial. A primeira diferença encontrada é no próprio resíduo. O resíduo doméstico contém uma grande carga de organismos patógenos, enquanto que resíduos de agroindústrias são praticamente ausentes. Outra diferença é a quantidade e disponibilidade, enquanto a produção de resíduo doméstico é diário, algumas atividades agroindustriais são esporádicas ou sazonais. Como o sistema é biológico, não há como manter vivo o sistema se a produção se concentra em um período do ano.

Dentre as dificuldades de adaptação do sistema, o tempo de detenção é um dos maiores, e assim, um volume diário alto inviabiliza, pois seria necessário um tanque de grande dimensão para tal, então este sistema deve ser implementado em agroindústrias que geram pouco volume. Para as que geram grandes volumes, uma etapa do sistema proposto pode favorecer a eficiência dos sistemas de tanques anaeróbicos de estabilização.

O sistema de tratamento de efluentes implantado em AFPP da Quarta Colônia foi dividido em duas etapas: na primeira os sólidos particulados eram removidos através de filtros físicos, e dependendo da AFPP, através de tanques de flutuação e deposição (Figura 60); a segunda etapa consistiu na remoção da carga solúvel.

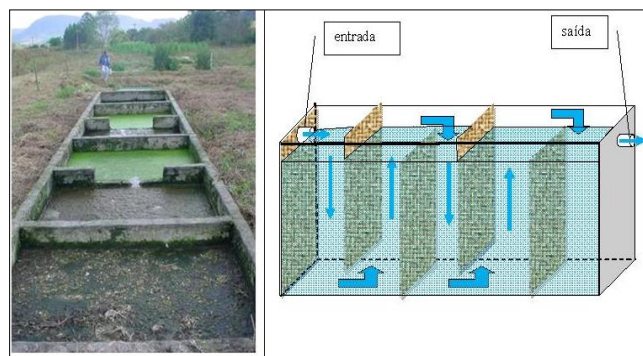


Figura 60. Tanque de deposição e flutuação de materiais particulados. Fonte: Copetti (2010).

A primeira etapa é necessária, pois do contrário a segunda etapa (ETE zona de raízes) pode ser prejudicada, devido ao entupimento das tubulações e/ou distúrbios das plantas por toxidez. Por isso, na agroindústria de qualquer atividade que contenha resíduo particulado em seu volume, o tratamento primário, quando existente, deve ser complementado com tanque de filtração física para retenção de gordura (que pode substituir o tanque de decantação e flutuação), denominado de pré-tratamento, para depois entrar no sistema de tratamento por zona de raízes, conforme Figura 61.

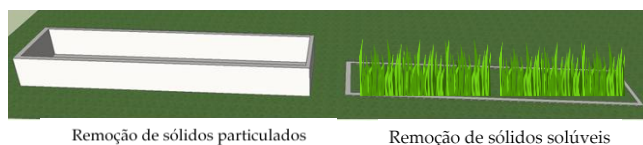


Figura 61. Tanque sobre o solo para remoção de sólidos particulados e tanque embutido no solo para remoção de sólidos solúveis. Fonte: Copetti (2010).

A primeira etapa proposta não é utilizada atualmente e deve ser implementada para que o sistema funcione em agroindústrias com resíduos contendo partículas sólidas sedimentáveis ou flutuantes. A estrutura sugerida consiste: Tanque com capacidade de armazenar em torno de 30% a mais do volume diário produzido. Esse tanque deve estar acima do solo, ou sua base deve estar acima do nível superior do tanque com zona de raízes. Também é recomendado que o tanque facilite a adição e remoção do material filtrante (casca de arroz, maravalha, serragem, folhas ou qualquer material orgânico disponível com capacidade de absorção). Próximo ao local deve ser construído uma composteira (Figura 62) com capacidade de armazenar três vezes o volume mensal produzido, para que durante 90 dias aproximadamente seja retirado o material dos primeiros 30 dias. Para isso é necessário construir uma estrutura com três compartimentos, cada um receberá o volume produzido em um mês, ao encher o último compartimento, o primeiro já estará no final do processo de compostagem que é em torno de 90 dias.

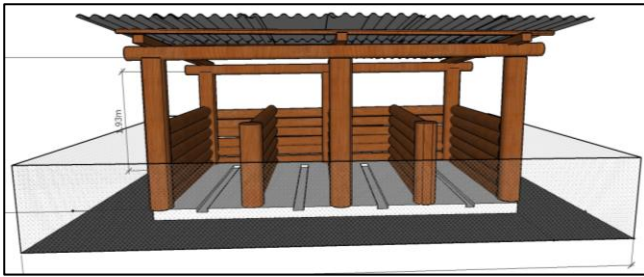


Figura 62. Composteira com canaleta de recolhimento de chorume. Fonte: O Autor.

A construção do tanque de tratamento por zona de raízes (**Figura 63**) consiste na escavação no solo de um buraco de 1,5 x 1 x 10 m de dimensão para cada 10.000 litros diários de efluentes, totalizando 9,0 m³ para cada agroindústria.



Figura 63. Passos para construção do tanque com sistema de zona de raízes. Fonte: Copetti (2010). Obs.: A camada de areia grossa deve ser substituída por brita zero para evitar entupimento.

Em seguida deve ser impermeabilizado o buraco com manta plástica resistente. No fundo e últimos metros, sobre a manta, deve ser depositada uma fina camada de areia para acomodar as tubulações perfuradas responsáveis pela drenagem do efluente tratado. Posteriormente complementa no buraco cerca de 40 a 50 cm de Brita zero e sobre esta camada preenche-se o buraco com brita nº 2. A brita serve de suporte para as plantas e para formação de biofilmes em sua superfície, os quais são altamente importantes para o tratamento. O esgoto é distribuído através de tubulações perfuradas, até 10 cm acima do nível permanente de água e 5 cm abaixo da superfície das britas, para que tenha uma zona aerada. As plantas utilizadas podem ser: *Colocasia antiquorum*, *Typha sp*, *Zantedeschia aethiopica* e *Sagittaria montevidensis* (popularmente chamadas de inhame, tifa, copo-de-leite e chapéu-de-couro, respectivamente), típica de áreas úmidas, da região. Para a construção das ETE zona de raízes foram utilizados os parâmetros estruturais propostos por Kaick (2002).

A distribuição do resíduo líquido é feita diretamente na zona das raízes (**Figura 64**), 5 cm abaixo da superfície, evitando assim a proliferação de insetos e mau cheiro. A rede de distribuição (cano de distribuição) é formada por uma tubulação de 75 mm a partir da fossa séptica (no caso de efluentes domésticos), dos tanques de decantação e flutuação e/ou do filtro físico (retenção da gordura e particulados).

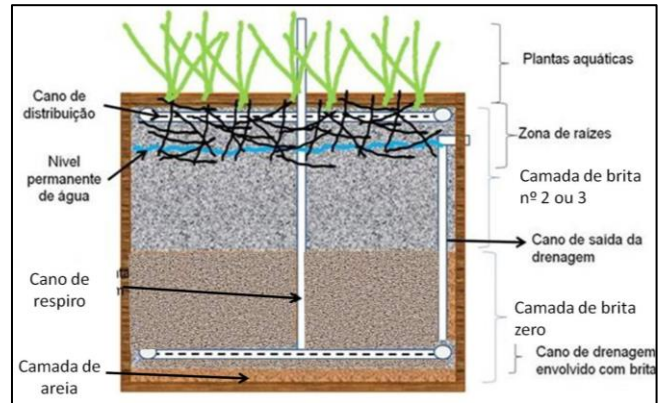


Figura 64. Perfil do tanque contendo detalhes dos canos de drenagem e disposição do resíduo.

Nas AFPP com produção de vinhos e sucos, que são esporádicas podendo permanecer algumas semanas ou até meses sem lançamento de resíduo, e com pouco material orgânico e microbiológico, justifica a combinação com o esgoto doméstico produzido na casa do produtor, permanecendo assim uma constante adição de resíduo no sistema, o qual favorece o crescimento e desenvolvimento das plantas e dos microrganismos decompositores.

Os resíduos gerados nas AFPP apresentam valores dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos variáveis em função do tipo de produto. Isso gera variação na concentração de material orgânico e mineral nos resíduos e, principalmente, do volume de água usado no processo de lavagem dos equipamentos. Dessa forma, interfere inclusive na eficácia do sistema de tratamento uma vez que quanto menor for o fluxo de água, maior será o tempo de detenção e, consequentemente, maior a exposição aos processos químicos, físicos e microbiológicos.

Os sistemas implantados nas AFPP da Quarta Colônia apresentaram resultados satisfatórios para remoção da carga orgânica e mineral, mas necessitam de monitoramento em longo prazo (COPETTI, 2010). A eficiência do tratamento pode atingir melhores resultados em longo prazo, porque o sistema precisa de tempo para que as plantas se adaptem ao sistema.

A estrutura do sistema de tratamento e as condições da propriedade permitem alternativas para completar o tratamento dos resíduos sem necessidade de

grandes investimentos. Uma alternativa para destino final do resíduo tratado, por exemplo, na produção de sucos e vinhos, é o uso na lavoura próxima, abaixo do sistema de tratamento, através da fertirrigação por gravidade. Uma segunda alternativa é o uso de plantas flutuantes em lagoas para remoção do fósforo e nitrogênio, porém, as plantas flutuantes se desenvolvem rapidamente demandando remoção cada vez que se atinge a área total da superfície da lagoa. Essas plantas podem ser destinadas para compostagem e posteriormente usadas na lavoura como fertilizante orgânico.

O pré-tratamento e o tratamento por zona de raízes podem não reduzir satisfatoriamente o nitrogênio e o fósforo. A remoção da DBO e da DQO pelo tratamento em geral é alta. O aumento da condutividade elétrica após tratamento pode ser considerado normal mesmo havendo redução nos teores totais dos sais do resíduo, pois o resíduo antes do tratamento pode se encontrar principalmente na forma orgânica e depois do tratamento, na forma mineral, o que é desejável. Na forma mineral é possível a absorção pelas raízes das plantas e em alguns casos, como o do nitrogênio amoniacal, a partir de condições favoráveis, haver volatilização.

A redução da DBO e DQO comprova a eficiência de redução da carga orgânica através da decomposição pelos microrganismos (MATTOS, 2005), que possivelmente se instalam como biofilmes nas superfícies das britas e, devido a falta de oxigênio, fermentam o substrato para produção de energia, nutrientes e carbono. A melhora na eficiência depende do desenvolvimento das plantas, para absorção dos nutrientes e fornecimento de oxigênio pelas raízes, e de uma correção no pH por meio de agentes químicos, quando necessário.

A temperatura dos resíduos da produção de queijos geralmente é alta, e mantém a gordura solubilizada. O volume lançado diariamente pela agroindústria deve ser retido para poder haver o resfriamento nas caixas de flutuação e deposição ou tanque de filtragem física para resfriar e provocar a solidificação e retenção da gordura, por isso a necessidade um tanque com capacidade além do volume diário gerado. Essa etapa é fundamental na redução de alguns contaminantes, antes mesmo do tratamento por zona de raízes. Além do mais, evita a entrada de gordura nas tubulações, a qual pode provocar entupimentos.

O uso de resíduos orgânicos (maravilhas e outros) como filtros é eficiente, porém, para algumas agroindústrias pode ser limitante se a região não apresentar nenhum subproduto em abundância, o que pode tornar-se inviável operacionalmente. Além disso, exige acompanhamento contínuo para evitar saturação e

queda na retenção dos sólidos (gorduras) na filtragem física.

O tratamento por zona de raízes, o qual remove parte significativa do material orgânico e mineral remanescente do tratamento primário, também pode ser comprometido por conta do volume elevado. Desse modo, a indicação de tratamento por zona de raízes deve considerar a área disponível, recursos e volume gerado. Para grandes agroindústrias o uso das lagoas de estabilização pode ser viável, porém, segundo Mattos (2005), uma das desvantagens desse sistema é a formação de gases fétidos, além da grande área exigida para construção das lagoas.

Apesar da decomposição anaeróbia ser o processo mais usado para tratamento de águas residuárias de elevada carga orgânica, a decomposição aeróbia é um processo essencialmente inodoro, que possibilita maior destruição de organismos patogênicos, proporcionando grande redução nas características poluidoras das águas residuárias (MATTOS, 2005).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar dos grandes avanços no conhecimento tecnológico e dos impactos negativos das diferentes atividades antrópicas, em pleno século XXI, percebe-se uma insensibilidade do homem quanto a preservação dos recursos naturais. É difícil existir um empreendimento qualquer, seja agrícola, industrial ou doméstico, que busca por conta própria uma alternativa que evite a degradação ambiental.

Mesmo diante de leis rígidas, de normas reguladoras e de alternativas comprovadas cientificamente, existe um descaso no cumprimento delas. O lucro por não investir em técnicas de tratamento ou do uso limitado de compostos tóxicos, por exemplo, compensa uma eventual multa, a qual, por falta de condições técnicas, poucas vezes ocorre.

À medida que um recurso se esgota, como no caso da água, buscam-se alternativas paliativas que minimizem os impactos, entre elas cita-se: transposição entre bacias hidrográficas, sistemas de irrigação, perfuram-se poços para explorar águas profundas etc, quando na verdade deveria se investir em tratamentos de resíduos, manejo conservacionista, proteção de mananciais estratégicos para abastecimento público, entre outras ações efetivas e não apenas de remediação.

Esse trabalho mostra claramente a dualidade na questão ambiental: de um lado o agricultor, que resiste ao investimento em tratamento de resíduos devido à pouca margem de lucro ou reuso dos resíduos, do outro lado a fiscalização, que condena aqueles que não seguem os padrões legais. Não há nenhum resíduo das

agroindústrias de pequeno porte estudadas que não possa ser reaproveitado nas propriedades. Portanto, o problema não é o resíduo, mas sim a falta de gestão.

A presença das agroindústrias familiares de pequeno porte não é motivo de contaminação ambiental. O descaso, a ganância, a falta de planejamento e a falta de orientação técnica para reaproveitar os resíduos são os principais motivos que podem levar a contaminação ambiental. No que se refere as fontes difusas de contaminação, pode-se dizer que respeitar os limites mínimos de proteção dos recursos hídricos é o primeiro passo. Já para fontes pontuais de contaminação, deve-se conhecer quali-quantitativamente o resíduo para transformar em um co-produto ou então, eliminar a possibilidade de contaminação ambiental, através de tratamento para reutilização como fertilizante ou apenas minimizando o potencial poluidor.

Não obstante, não existe técnica ou conhecimento, por mais bem elaborado e eficiente, que funcione adequadamente quando o ser humano não está consciente do por que usá-lo.

REFERÊNCIAS

- ANJOS, J.A.S.A. dos. **Avaliação de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição de metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação.** 2003. 328 f. Tese (Doutorado em Engenharia/Engenharia Mineral) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- BALDISSERA, I.T. **Poluição por dejetos de suínos no Oeste Catarinense.** Agropecuária Catarinense, Florianópolis, v. 15, n. 1, 2002.
- BARROSO, D.D. **Resíduo desidratado de vitivinícolas do Vale do São Francisco associado a diferentes fontes energéticas para ovinos terminados em confinamento.** 2005. 56 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, Areia, Paraíba, 2005.
- BERWANGER, A.L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos.** 2006. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- BORTOLUZZI, Edson.C. et al. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 881-887, 2006.
- BORTOLUZZI, Edson C. et al. **Quím. Nova**, São Paulo, v. 30, n. 8, p. 1872-1876, 2007. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000800014&lng=en&nrm=iso>. access on 20 Sept. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000800014>.
- CASALI, C. A. Qualidade da água para consumo humano ofertada em escolas e comunidades rurais da região central do Rio Grande do Sul. 2008. 173 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- CATANEO, C. et al. Atividade antioxidante e conteúdo fenólico do resíduo agroindustrial da produção de vinho. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 1, p. 93-102, jan./mar. 2008.
- CECCONELO, C.M. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitões cultivados.** 2005. 149 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Faculdade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.
- CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005.** Brasília, 2005. 23 p.
- COPETTI, A.C.C. **Resíduos de agroindústrias familiares: impactos na qualidade da água e tratamento com técnicas simplificadas.** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2010. 139 p. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo
- COSTA, L. de L. et al. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 1. 2003.
- FERREIRA, J.A. et al. Wetland: resultados no tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraj-RJ. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville-SC. **Anais...** ABES, 2003.
- FISCHER, M.E. et al. Aspectos sócio-econômicos e ambientais das agroindústrias familiares do Vale do Rio dos Sinos, RS. In: FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA. 2, 2006, Estância Turística de Tupã-SP. **Anais...** Estância Turística de Tupã-SP : ANAP, 2006.
- FREIRE, W.J.; CORTEZ, L.A.B. **Vinhaça de cana-de-açúcar.** Guaíba, RS: Ed. Agropecuária, 2000. 203 p.
- GONÇALVES, C.S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do arroio Lino Nova Boêmia – Agudo – RS.** 2003. 90 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.
- GUILHOTO, J.J.M. et al. A importância da agricultura familiar no Brasil e em seus estados. In: ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA, 35., 2007. Recife, PE,. **Anais...** Recife, PE:ANPEC, 2007.
- HÜBNER, A.P. **Reator aeróbico de biogrânulos e lagoa de aguapé como biotecnologia para o tratamento de águas residuais da suinocultura,** 2008. 164 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.
- HUSSAR, G.J. **Avaliação do desempenho de leitões cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura,** 2001. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2001.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Banco de dados.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 09 nov. 2016.
- KADLEC R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893 p.
- KAICK, T.S.V. **Estação de tratamento de esgotos por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** 2002. 128 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.
- KAISER, D.R. **Nitrato na solução do solo e na água de fontes para consumo humano numa microbacia hidrográfica produtora de fumo.** 2006. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- MACHADO, R.M.G.; SILVA, P.C.da; FREIRE, V.H. Controle ambiental em indústria de laticínios. **Brasil Alimentos**, Belo Horizonte, n. 7, mar./abril 2001.
- MAIER, C. **Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares.** 2007. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- MANSOR, M.T.C. **Uso de leite de macrófitas no tratamento de água residuárias.** 1998. 134 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola/Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

- MATOS, A.T. Tratamento de resíduos agroindustriais. In.: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, Viçosa, 2005. **Anais...** Viçosa, MG: ABES-MG: DEA-UFV: ABAS-MG, 2005. p. 105-157.
- MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 164 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 2003. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
- MERTEN, G.H., MINELLA, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.
- MULAZZANI, R.P. et. al. Interferência da atividade suinícola na composição química das águas superficiais da microbacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho – RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 17., 2007, São Paulo, **Anais...** São Paulo, p. 506-520.2007.
- NEUMAN, P.S.; SOUZA, R.S. (Coord.). **Diagnóstico e cadastro das Unidades de Produção de Hortigranjeiros e de Produtos Coloniais da Microrregião da Quarta Colônia e estudo regional de mercado na Região Central do Estado**: relatório final de pesquisa. [Porto Alegre]: FAPERGS-RS, 2006.
- NOGUEIRA, S.F. **Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para tratamento de esgotos**. 2003. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2003.
- OLIVEIRA, Consuelo Ribeiro de. GARÍGLIO, Helder A. de Aquino. RIBEIRO, Morgana Menezes. ALVARENGA, Miriam Souza Pinto de. MAIA, Francisco Xavier. **Cachaça de Alambique: Manual de Boas Práticas Ambientais e de Produção**. Convênio de Cooperação Técnica SEAPA / SEMAD / AMPAQ / FEAM / IMA. 72p. 2005.
- PARESCHI, D.C. **Caracterização da fauna rotífera em área alagada construída para tratamento de esgoto doméstico**. 2004, 180 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.
- PELLEGRINI, A. **Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo**. 2006, 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- PELLEGRINI, J.B.R.; RHEINHEIMER, D.S.; COPETTI, A.C.C.; GONÇALVES, C.S. Conflitos entre a legislação ambiental, a aptidão agrícola e o uso dos solos em Unidades de Produção Familiar no Rio Grande do Sul. pg 53-68In: **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil** [recurso eletrônico] : contextualizando as atividades agropecuárias e os problemas erosivos / Organizador Tales Tiecher . – Frederico Westphalen : RS : URI – Frederico Westph, 2015. 152 pg.
- PELLEGRINI, J.B.R. **Planejamento do uso do solo em unidades de produção familiar produtoras de fumo: limites e possibilidades para a superação de conflitos agroambientais**. 2011. 128f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. 2011.
- PELLEGRINI, J.B.R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo-RS**. 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.
- PELLEGRINI, J.B.R. et al. Impacts of anthropic pressures on soil phosphorus availability, concentration, and phosphorus forms in sediments in a Southern Brazilian watershed. **Jornal of Soils and Sediments**, 2009. DOI: 10.1007/s11368-009-0125-6.
- PENA, A.S. Tratamento de efluentes de abatedouro e beneficiamento de sangue bovino. Viçosa, MG: CETEC-MG, 2007. (Sistema Brasileiro de Resposta Técnica).
- PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56 p.
- PIACENTE, F.J.; PIACENTE, E.A. Desenvolvimento sustentável na agroindústria canavieira: uma discussão sobre os resíduos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL CIÊNCIA E TECNOLOGIA NA AMÉRICA LATINA. 1, 2004, Campinas, SP. **Anais...** Campinas, SP: Unicamp, 2004. 13 p.
- RHEINHEIMER, D.S.; GONÇALVES, C.S.; PELLEGRINI, J.B.R. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. **Ciência & Ambiente**, n. 27, p 85-96, 2003.
- CONSEMA. Secretaria do Meio Ambiente. **Resolução CONSEMA nº 128 de 24 de novembro de 2006**. Porto Alegre, 2006. 9 p.
- ROSTON, D.M.; Considerações sobre o uso de leitos de macrófitas no tratamento de resíduos de pequenas comunidades rurais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 22, 1993, Ilhéus. **Anais...** Ilhéus: SBEA, 1993.
- SANTOS, L.M.C. **Resíduos com Interesse Agrícolas - Evolução de Parâmetros da sua Compostagem**. 1993. Dissertação (Mestrado em Nutrição Vegetal, Fertilizante do Solo e Fertilização) - Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. 1993.
- SENAI-RS. **Princípios básicos de produção mais limpa em abatedouros frigoríficos**. Porto Alegre: UNIDO/UNEP/CNTL, 2003.
- SEQUINATTO, L. ; REICHERT, J.M. ; SANTOS, D.R. dos ; REINERT, D.J. ; COPETTI, A. C. C. Occurrence of agrochemicals in surface waters of shallow soils and steep slopes cropped to tobacco. **Química Nova** (Impresso), v. 36, p. 768-772, 2013.
- SILVA, M.A. et al. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, jan./feb. 2007.
- SILVA, P.R.C.da. Meio ambiente, reciclagem e tratamento de resíduos. Viçosa, MG: CETEC-MG, 2006.(Sistema Brasileiro de Resposta Técnica).
- SILVEIRA, D.D. da. **Modelo para seleção de sistemas de tratamento de efluentes de indústrias de carnes**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Florianópolis, Pós-graduação em Engenharia de Produção, 1999.
- TEIXEIRA, F.A.; PIRES, A.V.; NUNES, P.V. Bagaço de cana-de-açúcar na alimentação de bovinos. **Revista eletrônica de Veterinária**, Itapetinga, BA, v. 8, n. 6, 2007. Disponível em: <<http://www.veterinaria.org/revistas/re-dvet/n060607/060708.pdf>>. Acesso em: 08 nov. 2009.
- TOBIAS, A.C. **Tratamento de resíduos de suinocultura**: uso de reatores anaeróbios seqüenciais seguido de leitos cultivados. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.
- VALENTIM, M.A.A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 1999. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Campinas, São Paulo, 1999.
- VANOTTI, M.B. et al. Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 3184-3194, 2007.
- VEGRO, C.L. e ROCHA, M.B. Expectativas tecnológicas para o segmento de carnes de aves e suínos. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 37, n. 5, maio 2007.
- VIEIRA, I.F. Agricultura e agroindústria familiar. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997.

- Von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA, 1996. 243 p.
- WESZ JR, V.J. ; TRENTIN, I.C.L.; FILIPPI, E.E. Os reflexos das agroindústrias familiares para o desenvolvimento das áreas rurais no Brasil. In: ALFATER – ALIMENTACIÓN, AGRICULTURA FAMILIAR Y TERRITORIO; CONGRESO INTERNACIONAL DE LA RED SIAL, 4., 2008, Mar del Plata (Argentina). **Anais...** Mar del Plata (Argentina): [s.n.], 2008.
- ZANOTTO, D.L. et al. Flotado de efluentes de frigorífico de suínos e aves. Concórdia, SC: CNPSA: EMBRAPA, 2006. (Comunicado Técnico, 440).
- SEZERINO, Pablo Heleno et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 20, n. 1, p. 151-158, Mar. 2015 .
- WIKIPÉDIA. QUARTA COLÔNIA DE IMIGRAÇÃO ITALIANA. In: **WIKIPÉDIA, a enciclopédia livre**. Flórida: Wikimedia Foundation, 2016. Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/w/index.php?title=Quarta_Col%C3%B4nia_de_Imigra%C3%A7%C3%A3o_Italiana&oldid=46286060>. Acesso em: 7 ago. 2016.

MANEJOS INDICADOS PELA PESQUISA PARA MITIGAR O EXCESSO DE METAIS PESADOS NOS SOLOS DO SUL DO BRASIL

Fábio Joel Kochem Mallmann¹, Alcione Miotto², Natielo Almeida Santana³ & Rodrigo Josemar Seminoti Jacques⁴

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pós-Doutorando do Departamento de Ciência Ambientais da Universidade da Califórnia Riverside (UCR), 900 University Avenue, Riverside, CA 92521, Estados Unidos. Bolsista da CAPES - Brasil. E-mail: fabiojkmallmann@gmail.com

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC), Rua 22 de abril, 2440, São Miguel do Oeste, SC, CEP 89900-000, Brasil. E-mail: alcione.miotto@ifsc.edu.br

³ Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Aluno de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, RS, CEP 97105-900, Brasil. E-mail: natielosantana@gmail.com

⁴ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Adjunto III do Departamento de Solos, UFSM. Pesquisador 2-CA/CA do CNPq. E-mail: rodrigo@ufsm.br

INTRODUÇÃO

As atividades agrícolas, minerárias, industriais e urbanas têm resultado na contaminação e poluição de extensas áreas de solos com diversos metais pesados, como já abordado no Capítulo I do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água”** (MALLMANN et al., 2016). A elevação dos teores de metais pesados no solo é um problema crescente em todo mundo, pois representa uma ameaça ambiental, diminui a produção agrícola e coloca em risco a saúde de trabalhadores rurais e consumidores em geral, entre vários outros problemas.

Muitos trabalhos científicos têm sido executados com o intuito de encontrar soluções para a remoção ou imobilização dos metais pesados nos solos. Embora ainda existem dúvidas sobre como proceder em cada sítio contaminado, o conhecimento acumulado acerca deste tema é considerável, pois muitas situações foram estudadas e várias técnicas experimentadas. Este capítulo busca elencar as principais técnicas usadas para mitigar o efeito tóxico dos metais pesados em solos, analisando os mecanismos envolvidos, vantagens, desvantagens, com relatos de experiências de diversos autores.

Embora seja conhecido que os fatores químicos, físicos e biológicos dos solos estão intimamente interligados, a apresentação das diferentes técnicas de remediação de áreas contaminadas será realizada de forma singular, agrupando as técnicas de remediação con-

forme sua principal natureza. Assim, técnicas que essencialmente alteram fatores químicos, físicos ou biológicos do solo foram agrupadas, respectivamente, com estas denominações. Salienta-se que algumas técnicas modificam vários atributos do solo e embora estejam classificadas, por exemplo, como biológicas, alteram também fatores químicos e físicos.

Em uma revisão de literatura sobre remediação de metais pesados em solos, Bolan et al. (2014) levantam uma discussão pertinente: mobilizar ou imobilizar? Responder a esta pergunta é o primeiro passo para a escolha de uma tecnologia adequada para cada situação. Mobilizar metais pesados significa torná-los mais móveis e passíveis de percolação, lixiviação ou absorção pelas plantas. Em termos comparativos, é menor o número de técnicas que utilizam mecanismos que provocam a mobilização dos metais pesados em solos contaminados. O motivo disto é bastante simples: quando provocamos a mobilidade destes elementos temos pouco ou nenhum controle sobre seu destino. Poluir corpos d'água e prejudicar ainda mais a flora e fauna do local são consequências do aumento da mobilidade de metais pesados, o que não é desejável na maior parte dos casos.

Pelos motivos apresentados acima, a maior parte das técnicas de mitigação dos efeitos tóxicos de metais pesados nos solos visa promover sua imobilização, ou fixação, removendo ou não as frações mais prontamente disponíveis. Neste sentido, este capítulo apresentará algumas técnicas que primam pela remoção de metais pesados, mas maior ênfase será dada àquelas técnicas de imobilização dos metais pesados nos solos, discutindo vantagens, desvantagens e possibilidades para seus usos.

1. Técnicas de remediação física

As técnicas de remediação física mais comumente utilizadas estão relacionadas ao transporte ou manejo de grandes volumes de solo, que de maneira geral são tratados como métodos de substituição do solo. Devido a sua importância, essas técnicas serão bem descritas e discutidas logo a seguir. Outros métodos como a desorção termal e o encapsulamento são menos expressivos para a nossa realidade e, por isso, serão apenas brevemente descritos.

1.1. Métodos de substituição do solo

Os métodos de substituição do solo, como o nome já diz, consistem na substituição total ou parcial do solo contaminado por solo “limpo”, tendo por objetivo principal diluir a concentração do metal pesado. Segundo Yao et al. (2012), esses métodos podem ser divididos em três tipos principais: a) *substituição do solo contaminado*, que consiste na remoção do solo contaminado e posterior adição de solo descontaminado no local; b) *importação de solo descontaminado*, que se trata da adição de solo limpo sobre a superfície do solo contaminado, ou até mesmo sendo misturado ao solo contaminado; e c) *revolvimento do solo contaminado*, que consiste em incorporar e misturar o solo da camada contaminada, normalmente a superficial, nas camadas mais profundas do perfil. Outro método, o da *escavação do solo* (d), que nada mais é do que a remoção do solo contaminado (LAMBERT et al., 2000), também pode ser incluído neste grupo pelas similaridades nos procedimentos utilizados.

Essas técnicas podem isolar o solo contaminado e diminuir o efeito danoso dos metais pesados ao ambiente com uma boa eficiência. As técnicas de *escavação* e *substituição* do solo contaminado têm como vantagem a remoção completa dos contaminantes e a limpeza da área contaminada ser relativamente rápida. Entretanto, os contaminantes são simplesmente transferidos para outro local, onde precisarão ser monitorados ou remediados para evitar a contaminação secundária, além de ter o risco de serem espalhados em outras áreas durante o transporte (LAMBERT et al., 2000). Segundo Yao et al. (2012), a *escavação* do solo, a *importação* de solo descontaminado e, principalmente, a *substituição* do solo contaminado dependem de muito trabalho e são de alto custo, sendo viáveis apenas em pequenas áreas e em locais com níveis de poluição elevada. Wuana e Okieimen (2011) também comentam que a *escavação* pode ser a opção mais cara para remediar um solo, es-

pecialmente quando grandes quantidades de solo precisam ser removidas, ou quando esse solo precisa ser descartado como resíduo perigoso ou tóxico. Quando há necessidade de optar pela *substituição* do solo contaminado, os custos seriam ainda mais elevados pela necessidade da reposição do solo que foi retirado do local.

Em função das características descritas acima, as técnicas “a”, “b” e “d” apresentam boa aplicabilidade na remediação dos metais pesados de solos utilizados em produções olerícolas e na produção de flores, principalmente em ambientes protegidos como estufas. Também poderiam ser utilizadas em áreas de produção de frutíferas, em escala de campo, quando os produtos apresentarem um bom valor agregado e em regiões de alto valor das terras.

A técnica de *revolvimento* do solo contaminado tem menor custo e é de aplicação muito mais rápida quando comparado com as anteriores, pois necessita apenas de uma ou algumas operações com maquinário agrícola, dependendo da profundidade do solo a ser revolvida. Por isso ela é de maior aplicabilidade em áreas mais extensas e cultivadas com culturas de menor valor agregado, como as culturas anuais de milho, soja, trigo, entre outras. Entretanto, por limitar-se a diluir os metais pesados acumulados na superfície até uma certa profundidade, a sua eficiência na remediação do solo é menor que as técnicas de *escavação*, *substituição* e *importação*.

Estudando a viabilidade da técnica do *revolvimento* na redução do acúmulo dos metais pesados no solo, Mallmann et al. (2014) estimaram o acúmulo futuro de zinco (Zn) e cobre (Cu) no solo da camada 0-20 cm de um Argissolo agrícola com produção de cultivos anuais, simulando aplicação de diferentes doses de dejetos líquido de suínos (40 e 80 m³ ha⁻¹) e diferentes frequências de revolvimento do solo até 20 cm de profundidade (sem revolvimento e a cada 5, 10 ou 20 anos). Foi observado que a técnica de revolvimentos periódicos do solo diminui o acúmulo dos dois metais pesados na camada 0-20 cm quando comparada as situações em que o solo não é revolvido (**Figura 65**). Isso também resulta no prolongamento do tempo que o solo permanece viável para receber aplicações de dejetos (ou outros resíduos que contenham metais pesados), considerando para tal o limite máximo (valor de investigação) estabelecido para solos agrícolas pelo CONAMA (2009), que é de 450 mg kg⁻¹ para Zn e 200 mg kg⁻¹ para Cu. Ainda, a utilização de doses menores do resíduo, como a de 40 m³ ha⁻¹ (**Figura 65**), também seria uma alternativa para aumentar a viabilidade de se utilizar o solo como meio para descarte de dejetos líquido de suínos.

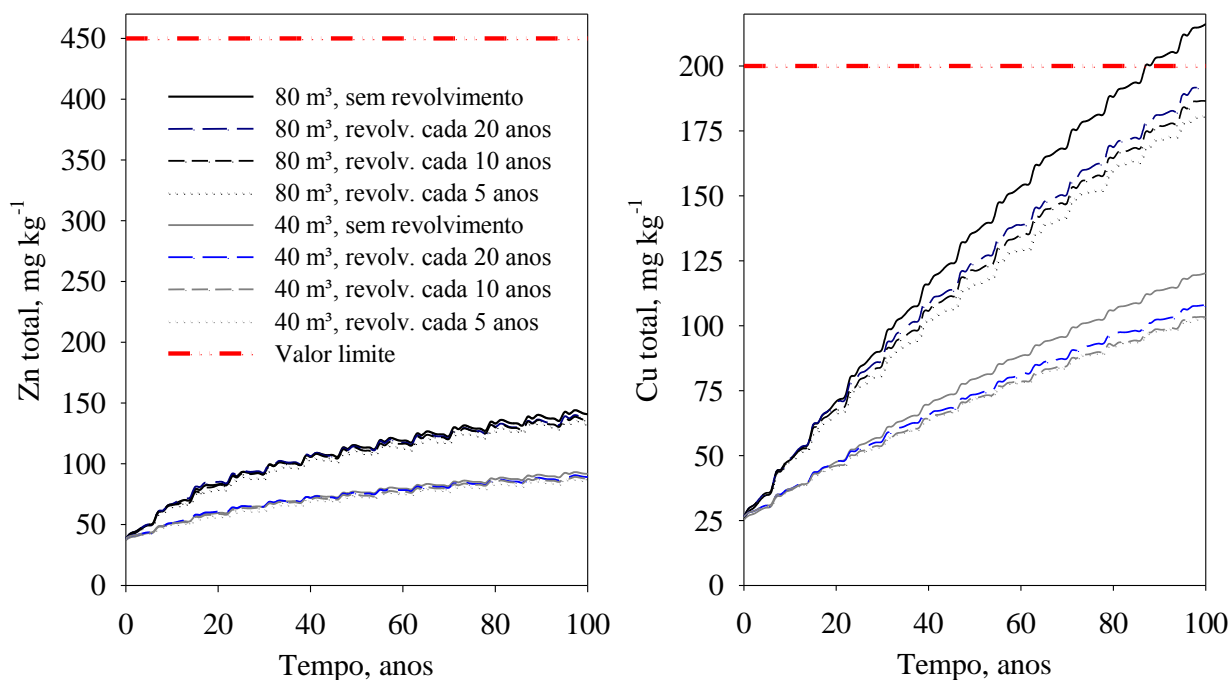


Figura 65. Previsão da concentração total de zinco e cobre no solo da camada 0-20 cm em Argissolo sob aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos simulada para diferentes doses (40 e 80 m³ ha⁻¹) e diferentes frequências de revolvimento do solo (sem revolvimento e revolvimentos a cada 20, 10 e 5 anos). Fonte: adaptado de Mallmann et al. (2014).

É preciso considerar também que a homogeneização da concentração do metal pesado na camada de solo revolvida favorece o transporte destes elementos para as camadas mais profundas, assim como para os demais elementos químicos. Por isso, deve-se ter conhecimento da profundidade do perfil do solo e se as camadas subsuperficiais têm capacidade de reter os metais pesados oriundos da camada superficial, com o intuito de evitar que os mesmos possam ser facilmente transportados para camadas mais profundas e contaminar o lençol freático. Outra questão muito importante a ser considerada ao se realizar o revolvimento do solo são as práticas conservacionistas, que devem ser seguidas ao máximo para evitar que os contaminantes, juntamente com o solo, sejam erodidos pelas águas das chuvas e transferidos para os mananciais de água, o que desencadearia outros problemas

1.2. Dessorção termal

A dessorção termal está baseada na volatilidade dos poluentes e consiste em aquecer o solo para promover a volatilização dos contaminantes. Por isso, é eficiente apenas para o tratamento daqueles metais pesados voláteis, como arsênio (As) e mercúrio (Hg). Normalmente utiliza-se a injeção de água ou vapor quente dentro do solo, nos casos de tratamento *in situ*, ou incinerador, forno micro-ondas ou radiação infravermelha para tratamentos *ex situ*. Isso aumenta a mobilidade dos contaminantes, que são transportados na

fase de vapor, que deve ser coletado com uma fonte de condensação onde podem ser removidos por bombeamento para posterior estabilização (ALMEIDA, 2000; YAO et al., 2012; TAVARES, 2013).

Essa técnica tem limitações muito grandes para o tratamento dos principais problemas de contaminação de metais pesados nos solos do Sul do Brasil. Primeiramente, por não termos problemas significativos de contaminação do solo com As e Hg, que seriam os elementos alvos desta técnica. Além disso, apresenta elevado custo dos equipamentos, tempos de aplicação muito longos, dificuldade para viabilizar a remediação do solo a nível de campo, também podendo matar microrganismos, animais e vegetais na área contaminada e nas proximidades.

1.3. Encapsulamento

A técnica de encapsulamento consiste no isolamento físico e contenção do solo contaminado por metais pesados, usando capas e paredes de baixa permeabilidade. As capas (ou coberturas) podem ser camadas de têxteis sintéticos ou de argila compactada, enquanto as paredes podem ser de aço, bentonita, argamassa ou lama, entre outros materiais. Essas estruturas aumentam a resistência e a capacidade de suporte da área contaminada, além de limitar a infiltração da água limpa para dentro da área contaminada e prevenir a migração e lixiviação dos contaminantes para o lençol freático

(KHAN et al., 2004; JANKAITE; VASARECIUS, 2005; MARQUES et al., 2009).

Tais estruturas são altamente dependentes da litologia do local e por isso a eficiência do isolamento é variável. Pode ser recomendada nas situações onde apenas áreas pontuais apresentem teores muito elevados de metais pesados no solo. Para áreas contaminadas de grande extensão, como no caso das áreas agrícolas, deve-se procurar outras técnicas mais viáveis para a remediação do solo.

2. Técnicas de remediação química

Os tratamentos tradicionais de descontaminação de metais pesados em solos geralmente apresentam custos elevados e muitas vezes proibitivos. De maneira geral, uma vez adicionado ao solo, os metais ali permanecem, e a maioria das práticas de mitigação de sua toxicidade visam a sua estabilização, ou ainda a extração parcial da fração mais disponível.

A ciência apresenta várias alternativas para a descontaminação química do solo, como veremos a seguir, sendo que cada uma delas apresenta características diferenciadas. A técnica a ser adotada, além de considerar condições econômicas e ambientais, deve levar em consideração o tipo de metal pesado que está poluindo o solo. A diminuição da biodisponibilidade e da lixiviação dos metais pesados pode se dar por vários mecanismos, como adsorção na superfície dos minerais, formação de complexos estáveis com ligantes orgânicos, precipitação de superfície e complexo de troca, precipitação como sais pouco solúveis, entre outros. Todos estes processos são ainda influenciados pelos componentes e condições do solo, por exemplo: pH, potencial redox, capacidade de troca de cátions (CTC) e tipo de argilominerais (KUMPIENE et al., 2008). Por isso, é essencial que se conheça o solo, o tipo e concentração dos metais pesados presentes para determinar a melhor estratégia de remediação química.

Bons exemplos para o que foi discutido acima são os efeitos de algumas características dos solos sobre os metais Cu e Zn, importantes contaminantes na região Sul do Brasil e que já foram abordados e destacados por Lourenzi et al. (2016), Mallmann et al. (2016) e Tiecher et al. (2016) em capítulos do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água”**. Sabe-se que o efeito do aumento da CTC e da complexação dos metais por ligantes da matéria orgânica são mais importantes para a estabilização do Zn do que a presença de óxidos de alumínio (Al), manganês (Mn) e ferro (Fe)

no solo. No caso do Cu, a sua mobilidade é muito dependente do pH do solo, do tipo de matéria orgânica e da presença de carbonatos, fosfatos e argilas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2000). Abaixo está apresentada a **Tabela 13** com o resumo do efeito dos principais compostos/materiais remediadores, muitas vezes tratados também como amenizantes, e seus efeitos sobre a redução na mobilidade de alguns metais pesados.

Tabela 13. Resumo do efeito de alguns amenizantes na redução da mobilidade de arsênio, cobre, cromo, zinco e chumbo em solos contaminados.

Material	As	Cu	Cr	Zn	Pb
Compostos fosfatados	-	+	?	+	++
Matéria orgânica	±	±	++	±	±
Argilas	+	+	-	++	±
Materiais alcalinos	-	+	-	++	±
Óxidos de ferro	++	±	++	+	+
Óxidos de manganês	++	?	-	?	?

(++) = Muito boa redução da mobilidade; (+) = Satisfatória boa redução da mobilidade; (±) = Resultados ora positivos, ora negativos na mobilidade do elemento; (-) = Aumento da mobilidade do elemento; ? = estudos escassos na literatura. Fonte: adaptado de Kumpiene et al. (2008).

Além da adição de amenizantes para diminuição do efeito tóxico dos metais pesados, outras técnicas podem também ser utilizadas para este fim. Algumas destas técnicas de remediação química dos metais pesados nos solos, entre amenizantes e estabilizadoras, serão abordadas na sequência.

2.1. Lixiviação química

A técnica de lixiviação de metais pesados no solo pode ser realizada *“in situ”* ou *“ex situ”* com a utilização de água ou de uma solução aquosa. A água ou a solução aquosa pode ser injetada ou aspergida sobre a área contaminada e a solução lixiviada pode ser coletada e retirada do sítio, recirculada ou então tratada e reaplicada. A lixiviação usa água, soluções químicas aquosas ou extrator orgânico para remover os metais pesados do solo e carregá-los para fora do perfil. Os contaminantes são removidos por emulsão ou por uma reação química, ficando então solúveis e móveis no solo, acompanhando o fluxo hídrico. A solução lixiviada deve ser coletada em pontos estratégicos do relevo ou em trincheiras especialmente abertas para a coleta. O grande problema desta técnica é que a solução coletada precisa ser tratada para remoção dos contaminantes, o que geralmente é feito pelo contato do lixiviado com um material capaz de sorver os metais, para posteriormente reutilizar a solução no processo (JANKAITE; VASAREVICIUS, 2005).

Uma série de fatores interferem na eficiência desta técnica. Um dos mais importantes é a condutividade hidráulica do solo. Os solos argilosos ou muito argilosos têm sua condutividade hidráulica reduzida, tornando o processo de lixiviação lento e dificultoso. Já os solos de textura mais arenosa, e conseqüentemente de maior condutividade hidráulica, apresentam melhores resultados a esta técnica (USEPA, 1997).

Quando a lixiviação dos metais pesados do solo é realizada *ex situ*, o solo deve ser removido do local para tratamento e posteriormente repostado. Isto exige a movimentação de grande volume de solo e aparatos especiais para separar fisicamente a fase sólida da solução utilizada para lixiviação dos metais. Como a fração de metais solúveis em água é muito pequena (CASALI et al., 2008; GIROTTO et al., 2010; MIOTTO, 2012), seu movimento no perfil do solo é lento, podendo em condições naturais, demorar décadas para reduzir a concentração na superfície (MALLMANN et al., 2012a, 2012b). Portanto, a capacidade de lixiviação dos metais pesados pela água é reduzida. Isto ocorre porque a liberação dos metais pesados da fase sólida do solo depende das formas e das quantidades relativas das diferentes formas de cada elemento, ou seja, sua especificação, na solução do solo e da sua capacidade de reagir com a matriz do solo, que é alta. As partículas orgânicas dissolvidas em água, ou ainda argilas ou oxi-hidróxidos em suspensão, carregam os metais sorvidos ao movimentar-se no perfil (DIJKSTRA et al., 2004). Porém, estes mesmos componentes do solo retêm os metais quando estão associados em agregados estáveis.

Vários outros agentes podem ser utilizados associados com a água para aumentar a extração de metais da fase sólida e, com isso, otimizar o processo de lixiviação. Em trabalhos *ex situ* normalmente são utilizados ácidos inorgânicos, como ácido sulfúrico (H_2SO_4) e ácido clorídrico (HCl), para reduzir o pH abaixo de 2,0; ácidos orgânicos como o acético (CH_3COOH) e o cítrico ($C_6H_8O_7$), que resultam em pHs próximos a 4,0 e liberam ânions com boa afinidade com os metais; ou ainda agentes quelantes como o ácido etilenodiamino tetraacético (EDTA), entre outros (JANKAITÈ; VASAREVICIUS, 2005). Tudo isto é muito custoso e inviabiliza economicamente o tratamento de áreas extensas, pouco valorizadas ou que possam ser recuperadas por outros métodos de remediação.

Já no caso de lixiviação *in situ*, a utilização dos agentes acidificantes ou quelantes acima citados resultará também na movimentação dos metais para camadas mais profundas do perfil do solo ou inclusive até o lençol freático, podendo então originar uma contaminação secundária de corpos de água. Um dos principais problemas da técnica *in situ* é o não controle do

destino dos contaminantes. Mesmo se utilizado somente água para lixiviar os metais pesados, diluindo-os muitas vezes no ambiente, o excesso de irrigação pode causar também a falta de oxigênio no solo e assim criar um ambiente redutor. A redução de oxi-hidróxidos de ferro dissolve as partículas e resulta também na liberação mais rápida dos metais sorvidos nestes componentes (MULLIGAN et al., 2001). Pelo exposto, a lixiviação de metais pesados do solo é uma tecnologia pouco utilizada e geralmente é associada a outros métodos de mitigação da toxidez de metais.

2.2. Estabilização química

A estabilização química de metais pesados no solo, juntamente com as técnicas de fitoextração, fitoestabilização, uso de plantas tolerantes e de micorrizas, está entre as técnicas mais plausíveis para contornar o problema do excesso de metais pesados no solo. A estabilização de metais no solo pode ser conseguida pela adição de materiais capazes de sorver, complexar ou co-precipitar estes elementos. Pelo princípio, não é um método novo, pois a adição de calcário, adubos orgânicos, fosfatos e outros materiais com a finalidade de fertilizar o solo e favorecer o crescimento das plantas são técnicas antigas. Há muito já se conhece que há um efeito positivo da calagem e da adição de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) para reduzir a fitotoxidez de metais pesados (MALAVOLTA, 2006), resultando também na sua menor mobilidade e biodisponibilidade (BOLAN et al., 2003). Contudo, o uso de compostos químicos para estabilizar os metais pesados no solo exige uma escala diferente daquela adotada para a simples fertilização do solo. Trata-se do uso de grandes quantidades de materiais ditos “amenizantes” ou “estabilizantes” que são misturados aos solos contaminados para estabilizar os metais pesados em excesso a ponto que se possa estabelecer uma vegetação que retenha o solo contaminado, evitando sua dispersão (MENCH et al., 2003). A instalação da vegetação possibilita que aos poucos ocorram outros processos naturais de regeneração do solo.

2.2.1. Adição de materiais alcalinizantes

A aplicação de calcário ($CaCO_3$, $MgCO_3$) para amenizar a toxidez de metais pesados no solo é uma técnica bem conhecida e uma das mais econômicas (**Figura 66**). Isso porque o calcário é um material abundante no Brasil, extraído e processado em larga escala, apresentando preços relativamente baixos (**Figura 66**). A aplicação de calcário resulta na elevação do pH do

solo, tornando-o mais alcalino, e isso aumenta as cargas negativas das partículas, pois neutraliza os prótons (H^+) que ocupavam as cargas do solo. Com o consequente aumento nas cargas negativas, ocorre o deslocamento dos metais pesados da solução para a fase sólida do solo (ALLEONI et al., 2005), tornando-os menos disponíveis para a absorção ou lixiviação.



Figura 66. Aplicação de calcário sendo realizada em área de solo previamente revolvida (acima) e jazida de calcário localizada em Caçapava do Sul, RS (abaixo).

O processo acima descrito é importante quando temos cátions metálicos como poluentes nos solos. Os cátions são mais solúveis em pH baixo, enquanto que o aumento do pH os torna menos disponíveis. Os metais pesados como o níquel (Ni), Cu, Zn, cádmio (Cd) e chumbo (Pb) têm sua concentração na solução lixiviada do solo reduzida em duas vezes quando o pH do solo está entre 2,0 e próximo da neutralidade (pH 7,0), aumentando novamente em pHs alcalinos. Isso porque a sorção/dessorção de metais, em especial do Cu, é fortemente associada às cargas dependentes de pH, aumentando sua mobilidade com a diminuição do pH. O aumento do pH do solo pela aplicação de calcário, ou outro material alcalino como cinzas de madeira, diminui, portanto, a mobilidade dos metais pesados. Porém, em pH muito alcalino (>10) ocorre a formação de complexos de Cu com OH^- , aumentando novamente sua mobilidade (DIJKSTRA et al., 2004).

Um fato interessante é que o próprio sistema de recomendação de adubação e calagem do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004) recomenda pH do solo entre 5,5 e 6,0 para a maioria das

culturas, que é uma faixa de pH que reduz a disponibilidade dos metais pesados citados anteriormente. Além disso, a elevação de uma ou duas unidades de pH acima destes valores favorece ainda mais a imobilização destes elementos, reduzindo sua fitotoxicidade pelo aumento da sorção à fase sólida. De fato, este efeito já foi testado com relativo sucesso em ensaios realizados com solos contaminados com Cu e submetidos à calagem e cultivados com aveia e videira (MELO et al., 2015; AMBROSINI, 2015). O aumento do pH ocorre com a desprotonação de grupos funcionais da matéria orgânica do solo, o que aumenta suas cargas negativas (CANELLAS et al., 2008), aumentando assim a complexação de metais. Quando a elevação do pH do solo é maior daquela necessária para corrigir a acidez (pH 5,5), a porção de calcário que não reage pode sorver Cu, como ocorre em solos calcários (BRADL, 2004). Em adição, com a elevação do pH pode ocorrer a precipitação de Cu na forma de hidróxidos ou carbonato, que juntamente com as demais reações, reduzem a concentração de Cu na solução do solo. Por outro lado, a elevação do pH para faixas acima de 6,0 a 6,5 diminui também a disponibilidade de outros micronutrientes, por exemplo Fe e Zn, podendo, em alguns solos mais pobres nestes elementos, provocar problemas nutricionais às plantas (MALAVOLTA, 2006).

No Brasil há boa disponibilidade de calcário agrícola, sendo que regionalmente também podem ser encontrados resíduos de siderúrgica ou industriais, como silicatos de cálcio e magnésio, cinzas de madeiras, etc., que podem ser utilizados para elevar o pH do solo e obter este efeito. A aplicação de silicatos nos solos também resulta na elevação do pH, tal como ocorre com o calcário. Quando aplicado silicato de Ca e Mg há também a liberação destes cátions que são nutrientes para as plantas. Como amenizantes da toxidez de metais, os silicatos promovem os mesmos efeitos provenientes da elevação do pH, mas também outros resultantes da adição do íon silício (Si) ao solo. O entendimento dos efeitos benéficos da adição de silicatos em solos contaminados com metais pesados é uma tarefa difícil, pois além dos mecanismos no solo, há também aqueles que ocorrem nas plantas, que ainda não foram completamente estudados. Para as plantas, o Si é um elemento benéfico que está ligado ao aumento da tolerância a estresses, dentre os quais a toxidez de metais pesados (MARSCHNER, 1995). Sua presença em maiores concentrações influencia a absorção e translocação, tanto de macro como de micronutrientes, podendo limitar o efeito prejudicial do excesso de metais pesados para as plantas (EPSTEIN, 1994).

A adição de materiais alcalinizantes, em especial do calcário agrícola, para aumentar o pH e tornar os

metais pesados menos disponíveis, é uma das técnicas de mais fácil aplicação e também uma das mais utilizadas. A aplicação de material alcalinizante juntamente com a elevação dos teores de fósforo (P), associado ao uso da fitorremediação, como será visto a seguir, tem se apresentado como boa alternativa para amenizar a toxidez de metais pesados nos solos em diferentes situações.

2.2.2. Adição de matéria orgânica

A adição de materiais orgânicos ao solo para promover a diminuição da disponibilidade de metais pesados apresenta efeitos diversos, conforme as características do material utilizado. São várias as fontes de matéria orgânica que podem ser utilizadas com a finalidade de diminuir o problema do excesso de metais pesados em solos, como por exemplo: esterco animal, vermicomposto, composto de lixo urbano, lodo de esgoto, etc. (SANTOS; RODELA, 2007). Para todas as fontes há vantagens e desvantagens que estão relacionadas ao custo de aquisição, teores de nutrientes para as plantas ou ainda a presença de elementos indesejáveis (patógenos e metais pesados). Um dos resíduos orgânicos mais presentes na região Sul do Brasil é o dejetos de suínos. Este resíduo é bastante utilizado como adubo orgânico pois apresenta ótimos teores de nutrientes para as plantas (CQFS-RS/SC, 2004). Porém, devido aos aditivos adicionados na ração dos suínos, seus dejetos contêm teores elevados de Cu e Zn (GIROTTO et al., 2010), podendo causar problemas já discutidos no Capítulo IV do livro **“Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água”** (LOURENZI et al., 2016), limitando o uso deste resíduo para a estabilização destes metais pesados em solos contaminados. Este efeito ambíguo está presente em quase todos os materiais orgânicos que são utilizados para este fim. Para compreender melhor, é preciso conhecer e analisar os principais mecanismos e efeitos desencadeados pela adição de material orgânico ao solo.

O aporte de material orgânico promove o aumento da matéria orgânica do solo, que por apresentar muitos grupos funcionais, complexa grande quantidade de metais pesados (STEVENSON, 1994). A adição de adubos ou compostos orgânicos adiciona e promove a melhoria no ciclo de vários nutrientes, melhorando sua disponibilidade. As plantas bem nutridas apresentam maior tolerância a estresses, inclusive ao efeito tóxico de metais pesados (MARSCHNER, 1995). Porém, a adição de materiais orgânicos cuja composição resulte no aumento substancial de formas solúveis de

carbono no solo pode promover a dessorção e maior mobilidade do Cu.

Por isso, estudos dos efeitos da adição de um material orgânico para amenizar a toxidez de metais em solos contaminados geralmente usam como comparativo materiais orgânicos mais estáveis como a turfa (JORGE et al., 2010; GABOS et al. 2011). A turfa é utilizada porque apresenta características muito interessantes para a estabilização de metais pesados em solo como alta CTC (83 cmol. kg^{-1}), boa quantidade de substâncias húmicas (>14%) e boa estabilidade à decomposição (SANTOS; RODELLA, 2007). Porém, a turfa é um recurso natural fóssil, relativamente disponível no Brasil, mas o valor de mercado e o transporte limitam seu uso.

Por outro lado, uso de materiais orgânicos que liberam substâncias orgânicas de baixo peso molecular provocam maior movimentação dos metais pesados, promovendo sua lixiviação ou maior movimento até as raízes, aumentando a sua absorção pelas plantas (ALLOWAY, 2013). Um exemplo disto é o trabalho de Karami et al. (2011), que ao usarem composto orgânico para amenizar o efeito tóxico de Cu e Pb visualizaram maior produção de matéria seca e também maior absorção destes metais por plantas de azevém. Estes autores atribuem este efeito ao aumento do carbono solúvel no solo e demonstram preocupação com a maior transferência dos elementos tóxicos para a cadeia alimentar. Isto ocorre porque a maioria dos materiais orgânicos ao serem misturados ao solo terão uma fração mais solúvel e/ou facilmente decomponível que irá ligar-se aos metais pesados tornando-os mais móveis e passíveis de percolação/lixiviação ou absorção pelas plantas. Por outro lado, a melhor nutrição das plantas e o aumento da matéria orgânica estável no solo podem compensar em parte os efeitos negativos apresentados. A adição de material orgânico em solos contaminados pode ajudar a implantação de culturas vegetais, tanto perenes como anuais. Vale salientar que a utilização desta técnica em conjunto com a calagem (elevação do pH) e da biorremediação, a qual será discutida com detalhes na sequência, pode ser uma boa estratégia para mitigar os efeitos do excesso de metais pesados no solo, inclusive em áreas extensas.

2.2.3. Adição de argilas

As argilas minerais são pequenas partículas naturais provenientes de solos, sedimentos ou rochas, que apresentam boa capacidade de sorver metais pesados devido a sua alta CTC e área superficial específica. A adição de vermiculita, montmorilonita, bentonita, zeólita e outras partículas minerais a solos contaminados

para a imobilização/estabilização de metais pesados é uma técnica que vem sendo testada pela ciência.

Pelas características já apresentadas, pela facilidade de compactação quando úmidas e pela baixa infiltração de água, em muitos casos as argilas minerais são utilizadas como barreiras, camadas reativas impermeabilizantes ou filtros industriais para impedir o vazamento e promover a sorção de contaminantes em aterros sanitários e industriais. Em solos com excesso de metais pesados, a adição de argilas promove a redução da mobilidade e a disponibilidade destes elementos. Isto é atribuído ao aumento da CTC total do solo, que aumenta a capacidade de reter os metais pesados, sendo a intensidade deste efeito dependente essencialmente das propriedades das argilas adicionadas. Além da CTC, outro processo importante na retenção de metais no solo é a adsorção específica dos metais pesados aos grupos silanol (Si-O) e aluminol (Al-O) na superfície dos argilominerais (ALLOWAY, 2013). Esta última característica é mais dependente do pH do solo, o que o torna um fator importante a ser controlado na adoção desta técnica.

A CTC da vermiculita é elevada e serve como ligante para os metais em excesso, fazendo com que estes fiquem menos disponíveis para as plantas, como já demonstrado por Malandrino et al. (2006). Em outro trabalho, Malandrino et al. (2011) utilizaram vermiculita em um solo contaminado por uma série de metais pesados, numa proporção solo:vermiculita de 10:1 (m:m), e obtiveram ótimos resultados na redução da toxidez para plantas de alface. Este efeito se mostrou ainda mais acentuado com o aumento do tempo de contato da vermiculita com o solo, o que pode ser atribuído ao aumento da quantidade de metais sorvida e da força de ligação entre os metais e os sítios de ligação da vermiculita.

A montmorilonita e a bentonita são argilas naturais, presentes em alguns solos em maior ou menor quantidade, de alta área superficial específica e capazes de sorver metais pesados. A capacidade de sorção e a abundância as tornam uma alternativa interessante, como já apontado em uma revisão elaborada por Bailey et al. (1999). Muitos estudos buscam tratar as argilas, como a montmorilonita e a caulinita, com ácido ou base, adição de fosfatos ou sulfatos, entre outros, para aumentar sua capacidade de sorção de metais pesados, como mostra a revisão de Sen Gupta e Bhattacharyya (2012). Em condições de laboratório, a capacidade da montmorilonita sorver metais é, em geral, menor que a da vermiculita, como pode ser visto na **Tabela 14**. Além disso, Abollino et al. (2008) demonstraram que o aumento do pH de 5,5 até 8,0 aumenta a capacidade de sorção da vermiculita. Já a montmorilonita apresentou

capacidade de sorção estável entre estes pHs. Isto indica que na opção de estabilizar um solo contaminado por metais pesados utilizando o aumento do pH e a adição de argila, a vermiculita apresenta características mais importantes que a montmorilonita.

Tabela 14. Capacidade de sorção de metais pesados pela montmorilonita e vermiculita.

Metal	Montmorilonita		Vermiculita	
	mg g ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	mg g ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹
Cd ²⁺	5,2	9,2	37,6	67,1
Cu ²⁺	3,0	9,6	20,6	64,7
Mn ²⁺	3,2	11,7	26,8	97,5
Ni ²⁺	3,6	12,4	25,3	86,3
Pb ²⁺	9,6	9,2	64,1	61,9
Zn ²⁺	3,6	11,0	23,4	71,6

Fonte: adaptado de Abollino et al. (2008).

A adição de zeólita também resulta na sorção dos metais pesados nas cargas permanentes da estrutura cristalina deste mineral. As zeólitas são aluminossilicatos constituídos de estrutura cristalina com formato de rede, composta por tetraedros de oxigênio e Si, ou Al em substituição a este. A substituição do Si⁴⁺ por Al³⁺ durante a formação do mineral gera cargas negativas que são estabilizadas por cátions, principalmente, Ca, Mg, potássio (K) e sódio (Na) (LUZ, 1995). Quando adicionada ao solo, as cargas da zeólita irão entrar em equilíbrio com a solução do solo, onde parte dos metais pesados e outros cátions passarão a ocupar as suas cargas. Se reduzida a pequenas partículas, com tamanho de argilas, e incorporada ao solo, a capacidade de sorção de metais dependerá essencialmente da quantidade adicionada e da CTC da zeólita. Em geral, a CTC da zeólita natural é alta, podendo chegar de 120 a mais de 200 cmol_c kg⁻¹ (SHINZATO, et al., 2008). A adição de zeólita ao solo até certas doses apresenta o benefício da redução da absorção de metais pesados, reduzindo a sua toxidez para as plantas (CHEN et al. 2000; UL-MANU et al., 2006).

Sen Gupta e Bhattacharyya (2012) compilam uma série de estudos mostrando a capacidade de diferentes argilas, ativadas ou não por tratamentos físico-químicos, em reter metais pesados e demonstram o crescente interesse da pesquisa mundial nestes materiais, especialmente para aplicação de soluções aquosas. A aplicação de argilas para sorver e estabilizar metais pesados nos solos é uma tecnologia simples e tecnicamente viável. Porém, uma das dificuldades é a abundância destas matérias na região onde são necessárias e, principalmente, seu custo. Na região Sul do Brasil ainda se pesquisa a viabilidade desta técnica, mas os custos com a aquisição, transporte, aplicação e incorporação aos solos serão, provavelmente, os grandes limitadores do

seu uso. Assim, esta não parece ser a solução para extensas áreas, mas para locais pontuais, como hortas e pequenos pomares.

2.2.4. Adição de fosfatos

O uso de fosfatos para redução da toxidez de metais pesados nos solos vem sendo testado com relativo sucesso para Cd, As, Pb, Cu e Zn (BOLAN et al., 2014). A técnica consiste na adição de fosfato solúvel, como mono ou diamônio fosfato (MAP ou DAP), superfosfatos simples ou triplo, ou rochas fosfáticas, especialmente apatita, pouco solúvel em água, entre outros (BOLAN et al., 2003). Quando utilizado com o intuito de amenizar a toxidez de metais pesados, os compostos fosfatados são adicionados em quantidades maiores ou muitas vezes maiores àquelas necessárias para a adubação para as plantas. Os compostos fosfatados agem no solo imobilizando metais pesados por diversos mecanismos, como por exemplo por precipitação do P e do metal pesado presentes na solução do solo na forma de moléculas metal-fosfato, ou então pela adsorção ou substituição de elementos em moléculas de apatita ou outras que contenham P.

A imobilização de metais pesados através da precipitação é maior quando o pH do solo é alto e há a presença de ânions, como o SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , H_2PO_4^- e OH^- (ADRIANO, 2001). Cao et al. (2009) apontam que a adição de fosfato e óxido de cálcio (CaO) promoveu também a sorção de Pb, Cu e Zn nos minerais do solo, calcita e minerais de fosfato. Dependendo da fonte, especialmente quando resultam na liberação de H_2PO_4^- , a adsorção de metais pesados aumenta devido ao surgimento de cargas negativas em partículas de cargas variáveis pela sorção do fosfato (BOLAN et al., 2003). Quando aplicado na forma de ácido fosfórico, caso dos superfosfatos simples e triplo, a aplicação deve estar associada ao uso de fosfato de cálcio (apatitas) (MELAMED et al., 2003) ou então de calcário, por exemplo. Isto é necessário porque a acidificação do solo aumenta a mobilidade dos metais pesados, como já descrito anteriormente.

Entretanto, cabe salientar que a adição de grandes quantidades de P ao solo favorece a ocorrência de problemas ambientais devido ao maior potencial de perda devido a lixiviação e erosão. O excesso de P no solo resulta no aumento de sua transferência para os corpos d'água, o que pode desencadear processos de eutrofização (SHARPLEY et al., 1995). Por este motivo, o uso de fosfatos para amenizar a toxidez de metais pesados deve ser precedido de estudos da capacidade de sorção de P do solo e da adoção de técnicas de manejo do solo

que assegurem baixas perdas por erosão. O uso de fosfatos em conjunto com a adição de materiais alcalinizantes, como o calcário, e associado a fitorremediação pode ser uma alternativa viável, tanto técnica quanto economicamente, para mitigar o excesso de metais pesados nos solos.

2.2.5. Adição de compostos com ferro

Os compostos com Fe, como sais de Fe II (ferroso) ou Fe metálico, podem ser utilizados para a estabilização de metais pesados. O sulfato ferroso aplicado ao solo reduz a mobilidade e a disponibilidade de As, porém, libera enxofre que resulta em H_2SO_4 (ácido sulfúrico), criando a necessidade desta aplicação ser associada com calcário agrícola (KUMPIENE et al., 2008). A acidificação acentuada é um problema, pois aumenta a lixiviação de metais pesados, como é o caso do Cu e do Zn (HARTLEY et al., 2004). O mecanismo envolvido nesta redução da biodisponibilidade dos metais pesados é a formação de óxidos amorfos ou oxihidróxidos de Fe III. Sastre et al. (2004) estudando solos contaminados com As sugerem a formação de moléculas como $\text{FeAsO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ou $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. A formação de oxihidróxidos de Fe, como a goethita, lepidocrocita e ferrihidrita, promovem a adsorção específica, ligação de alta energia com As e outros metais (CAMARGO et al., 2001; SHERMAN; RANDALL, 2003). Para este mesmo fim, a adição de ferro metálico tem um efeito mais lento, mas mais duradouro (LEUPIN; HUG, 2005). Ainda nessa linha, Nurmi et al. (2005) mostraram que o Fe metálico fragmentado até tamanho nanométrico tem sua reatividade aumentada devido ao aumento na sua área superficial específica (ASE), mas quando desconsiderada a ASE não há diferenças na afinidade com o As. Mais detalhes e experiências utilizando compostos com Fe para a estabilização de As podem ser encontrados no trabalho de Kumpiene et al. (2008).

A aplicação desta técnica é menos estudada para outros metais pesados, porém seu efeito tende a ser similar, pois a formação de oxihidróxidos de Fe representa mais sítios de sorção para elementos catiônicos e aniônicos. No entanto, há um considerável custo neste tipo de tratamento e problemas de redução no crescimento de vegetais com doses maiores que 0,5% da massa, devido a diminuição de nutrientes catiônicos, como o Ca, Mg, etc. (WARREN; ALLOWAY, 2003). Considerando ainda que boa parte dos solos do Sul do Brasil é originada de rocha basáltica (STRECK et al., 2008), o próprio material de origem já é composto por consideráveis quantidades de oxihidróxidos de Fe (KAMPF; CURI, 2003). Por isso, o uso deste tipo de tratamento tem aplicação muito pontual, em especial, em

solos mais arenosos e que apresentem baixa quantidade de oxihidróxidos de Fe, Al e Mn em sua composição.

3. Técnicas de remediação biológica

No Sul do Brasil diversas atividades resultam no acúmulo de metais pesados no solo, como já apresentado por Mallmann et al. (2016), e como alternativas aos métodos tradicionais de remediação pode-se destacar as técnicas de biorremediação ou remediação biológica. Estas visam reduzir os teores ou a toxicidade dos contaminantes no ambiente com a utilização de microrganismos, plantas ou animais, ou produtos destes organismos (especialmente enzimas). As condições climáticas favoráveis e a grande diversidade biológica da Região Sul do Brasil fazem com que a biorremediação tenha grande potencial de aplicação (COUTINHO et al., 2015). Além disto, esta técnica é natural, segura, de grande aceitação pública e de baixo custo, se comparada às técnicas químico-físicas, por isto vem crescendo nos últimos anos.

A remediação biológica de metais pesados é mais complexa em relação a biorremediação de contaminantes orgânicos, pois não há possibilidade de degradação e eliminação do poluente. Quando a contaminação é com metal pesado, o objetivo é remover o contaminante do local (normalmente do solo ou da água), transferindo-o para o organismo remediador, alterar a sua especiação química ou estabilizá-lo no solo, pela ação deste organismo ou de seus produtos, buscando diminuir a toxicidade do metal no ambiente. As principais técnicas de remediação biológica de metais pesados são a fitorremediação e a remediação microbiana. A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas associadas ou não a microrganismos. Já a remediação microbiana emprega, principalmente, bactérias, fungos e algas para realizar estes processos.

Algumas estratégias podem ser utilizadas para melhorar a eficiência da biorremediação, resultando no aumento da disponibilidade do metal no solo ou da sobrevivência dos organismos utilizados. Dentre estas estratégias estão a adição de adubos orgânicos e a inoculação de bactérias e fungos de forma isolada ou conjunta com o processo de fitorremediação; a adição de quelantes orgânicos para aumentar a disponibilidade dos metais pesados no solo, além da combinação com técnicas químico-físicas (SHAH, 2014), como por exemplo a retirada do solo do local contaminado e o tratamento através da remediação microbiana em outro local.

Por ser uma técnica natural, o sucesso da biorremediação depende do crescimento e da atividade do

organismo vivo, ou de seu produto, no local a ser tratado. Para que isto ocorra, as condições ambientais devem ser adequadas. A elevada concentração do metal pesado no solo já é um grande estresse ambiental a ser superado pelo organismo e se outros estresses estiverem presentes, maior dificuldade haverá para o estabelecimento de um adequado processo de biorremediação. As condições ambientais necessárias para o crescimento das plantas fitorremediadoras ou dos microrganismos remediadores são normalmente as mesmas utilizadas para o crescimento das plantas de interesse econômico. Portanto, são necessárias adequadas condições de solo (acidez, nutrientes, ausência de compactação, etc), de clima (temperatura, precipitações pluviométricas ou irrigações, etc.), de sanidade (pragas e doenças) e de manejo (época e densidade de semeadura, colheita, etc.).

Além disto, outro ponto a ser considerado é a biodisponibilidade do poluente no solo, que tem relação direta com a estratégia geral do tratamento a ser empregado, ou seja, “mobilizar ou imobilizar o metal pesado?”, conforme abordado por Bolan et al. (2014). Se o objetivo for a remoção do poluente do ambiente ou a alteração da sua especiação química há necessidade que o poluente esteja na solução do solo ou adsorvido no solo em formas trocáveis, pois tanto plantas quanto microrganismos absorvem as substâncias que estão dissolvidas na solução do solo. Se o poluente estiver fortemente ligado ao solo, sua dessorção ocorre muito lentamente, sendo que as plantas e os microrganismos terão reduzidas possibilidades de acesso a esta substância. Conforme será discutido abaixo, nestes casos a fitoestabilização é o processo que poderá ser adotado, visando somente reduzir a dispersão do metal pesado (estabilizá-lo) no ambiente.

A seguir serão discutidas as técnicas mais utilizadas para remediação biológica de metais pesados e as possibilidades de aumento de sua eficiência mediante a utilização conjunta de microrganismos e adubos orgânicos.

3.1. Fitorremediação

Embora os metais pesados sejam considerados tóxicos em elevadas concentrações para a maioria das plantas, alguns vegetais possuem a capacidade de crescer em ambientes contaminados e acumulá-los em seus tecidos, sem haver graves prejuízos ao seu desenvolvimento (DIPU et al., 2012). Tais plantas podem ser utilizadas em programas de fitorremediação. A eficiência da técnica depende da capacidade que as plantas apresentam em se estabelecer em um solo com elevado teor

de metal pesado, acumular o metal na raiz ou translocá-lo para a parte aérea, e produzir uma grande quantidade de biomassa (KOPTSIK et al., 2014).

Alguns metais pesados, como Fe, Mn, Cu, Ni e Zn, são também micronutrientes essenciais para as plantas, participando como componentes de diversas enzimas, da cadeia de transporte de elétrons e de reações de oxirredução nas células. Entretanto, em altas concentrações no solo, esses elementos podem proporcionar alterações drásticas nos tecidos, redução do crescimento e por fim, a morte das plantas (**Figura 67**).



Figura 67. Redução no crescimento de crotalaria (*Crotalaria spectabilis* Roth.) em solo da Serra Gaúcha devido à adição de doses crescentes de cobre (0, 100, 200 e 400 mg kg⁻¹ de Cu). Fonte: adaptado de Vendrusculo (2013).

As plantas fitorremediadoras possuem a capacidade de acumular metais pesados em seus tecidos em concentrações muito maiores que as observadas nas plantas normais, sem que estas altas concentrações lhe sejam tóxicas, até certos limites. Isto é possível devido aos seus mecanismos de defesa não enzimáticos e enzimáticos. Entre os mecanismos não-enzimáticos estão o aumento da produção de pigmentos, como os carotenoides e betacarotenos; a complexação do metal em compartimentos celulares, como o vacúolo; o aumento na produção de ácidos orgânicos, além de outras alterações não específicas no metabolismo celular. Dentre os mecanismos enzimáticos, destaca-se o aumento na produção de enzimas envolvidas no estresse oxidativo, como a superóxido dismutase, as peroxidases não específicas e a catalase (CLEMENS, 1999; BOWLER;

FLUHR, 2000; RESENDE et al., 2003; ANDRADE et al., 2009; SANTANA et al., 2015).

Além da elevada tolerância ao metal pesado, outras características desejáveis em uma planta fitorremediadora são a rusticidade, a grande produção de biomassa e a viabilidade de sua descendência, tudo isto mesmo quando expostas aos altos teores de metais pesados. Com todas estas características teríamos a planta fitorremediadora ideal, a qual seria capaz de acumular grande quantidade de metais pesados em seus tecidos e produzir alta quantidade de biomassa, condição muito difícil de ser obtida.

Porém, nos últimos anos grandes esforços da pesquisa foram direcionados na busca por estas plantas, sendo catalogadas várias espécies/cultivares com características desejáveis para fitorremediação. Para classificar as diversas plantas selecionadas para a fitoextração criaram-se os termos plantas acumuladoras e hiperacumuladoras de metais.

Tabela 15. Faixas de acumulação na massa seca da parte aérea de plantas normais, acumuladoras e hiperacumuladoras (mg kg⁻¹) para os principais metais pesados presentes nos solos da Região Sul do Brasil.

Metal pesado	Faixa normal	Plantas acumuladoras	Plantas hiperacumuladoras
Cd	0,1 - 3,0	20	100
Cr	0,2 - 5,0	50	100
Cu	5,0 - 25,0	100	1.000
Mn	20,0 - 400,0	2.000	10.000
Ni	1,0 - 10,0	100	1.000
Pb	0,1 - 5,0	100	1.000
Zn	20,0 - 400,0	2.000	10.000

Fonte: adaptado de Boyd (2007).

Conforme demonstrado na **Tabela 15**, as plantas fitorremediadoras apresentam concentrações de metais pesados em seus tecidos muito superiores às plantas normais. Não há uma regra fixa para todos os metais pesados, mas para a maioria deles, uma planta é classificada como acumuladora quando o teor de metal na sua parte aérea é em torno de 10 vezes maior do que o observado em plantas não acumuladoras. Já as plantas hiperacumuladoras são espécies que apresentam concentrações elevadíssimas de metais pesados em seus tecidos aéreos, normalmente de 100 vezes maior do que normalmente observado em plantas não acumuladoras.

3.1.1. Processos da fitorremediação

A fitorremediação de solos contaminados pode englobar os processos de fitoestimulação, fitovolatilição, fitodegradação, fitoextração, fitoestabilização,

além de outros mais específicos. No processo de fitoestimulação, as plantas liberam rizodeposições que estimulam a atividade dos microrganismos da rizosfera. Estes microrganismos podem ser degradadores de poluentes orgânicos, ou como será discutido abaixo, podem realizar a imobilização ou alteração da especiação química dos metais pesados, no que se denomina de remediação microbiana de poluentes inorgânicos.

Na fitodegradação a planta absorve o contaminante orgânico e o converte em formas menos tóxicas através de seu metabolismo celular (LAMEGO; VIDAL, 2007). Este processo é ainda pouco estudado e conhecido, sendo sua aplicação restrita a alguns compostos, como hidrocarbonetos derivados do petróleo, herbicidas, desreguladores endócrinos, corantes, solventes clorados e pesticidas (MUTHUNARAYANAN et al., 2011; ZAZOULI et al., 2014; AL-BALDAWI et al., 2015).

Já a fitovolatilização baseia-se na capacidade das plantas em volatilizar metais do solo através da transpiração. O mercúrio (Hg) pode se encontrar no ambiente na espécie química Hg^{+2} e por ação do metabolismo vegetal ser convertido em Hg^0 , que é volátil (WANG et al., 2012). De forma semelhante, as plantas absorvem o selênio (Se) nas formas de selenato (SeO_4), selenito (SeO_3) ou através de formas orgânicas e o convertem em formas voláteis (ZAYED et al., 1998). Esta técnica tem uso restrito devido a possibilidade de liberar metais pesados para a atmosfera, ocasionando um novo fator de risco ambiental. Por isto, a fitovolatilização deve ser adotada apenas em locais afastados de centros urbanos (PADMAVATHIAMMA; LI, 2007).

A fitoextração baseia-se no uso de plantas para remoção de metais pesados dos solos mediante a absorção pelas raízes, transporte e concentração na parte aérea, a qual poderá ser coletada e tratada para ter um destino ambiental correto (HOLZBACH et al., 2012). Para o sucesso desta técnica é essencial que o solo não apresente altos níveis de contaminação. Normalmente as plantas que apresentam a capacidade de acumular altas concentrações de metais pesados nos tecidos aéreos têm baixa produção de biomassa (plantas hiperacumuladoras); e as plantas com alta produção de biomassa tem menor capacidade de acumulação de metais (plantas acumuladoras). Após a colheita, a biomassa aérea das plantas pode ter seu volume reduzido por compostagem (normalmente 50% de redução) e o composto poderá ser utilizado para a adubação de áreas de florestamento. Salienta-se que esta destinação deve ser acompanhada de um técnico responsável, o qual obterá autorização junto aos órgãos ambientais, de forma semelhante ao que ocorre com a utilização agrícola de lo-

dos de estação de tratamento de esgotos. Outra alternativa é a utilização da biomassa das plantas para a geração de energia em caldeiras, sendo que as cinzas podem ser utilizadas para a obtenção de metais pelas indústrias metalúrgica ou cerâmica. Por fim, uma alternativa emergente e bastante viável é a utilização da biomassa das plantas para a produção de biocombustíveis, como ocorre com a cana-de-açúcar (BLAYLOCK; HUANG, 2000).

Em alguns casos, os solos podem estar tão contaminados que a fitoextração não seria uma abordagem adequada e o tempo necessário para remediação seria muito longo. Nestes, a maneira de se diminuir o risco de dispersão dos metais pesados no ambiente pode ser por meio da fitoestabilização, onde as plantas são utilizadas para estabilizar o metal no solo, reduzindo assim sua movimentação pela erosão e lixiviação (Figura 68). As plantas adequadas para fitoestabilização devem crescer rapidamente para estabelecer densa cobertura vegetal, ter sistemas radiculares densos, absorver grandes quantidades do metal no sistema radicular (baixa translocação raiz-parte aérea), serem fáceis de estabelecer e manter em condições de campo, e ter ciclos de vida longos ou serem capazes de autopropagar (BERTI; CUNNINGHAM, 2000; SANTIBÁÑEZ et al., 2008).



Figura 68. Redução da dispersão das partículas do solo contaminado pela água e pelo vento devido à fitoestabilização em área de descarte de resíduos da mineração de cobre. A fitoestabilização está localizada no entorno das plantas de *Pinus*, mas poderia ocorrer em toda área, se esta estivesse vegetada com plantas com capacidade de crescer na presença de altas concentrações de cobre no solo.

A fitoestimulação e fitodegradação são mais indicadas para reduzir a concentração de contaminantes orgânicos no solo ou na água. Já a fitoestabilização, fitoextração e fitovolatilização podem ser adotadas em programas de remediação de metais pesados no solo.

3.1.2. Aplicação da fitorremediação

Os principais processos envolvidos na fitorremediação de metais pesados aplicáveis em solos do sul do Brasil são a fitoestabilização e a fitoextração. Os estudos demonstram que algumas plantas já inseridas nos sistemas de cultivos da Região Sul apresentam potencial para serem utilizadas em programas de fitorremediação (Tabela 16), ainda que as concentrações observadas de metais pesados na parte aérea sejam insuficientes para classificá-las como plantas acumuladoras (Tabela 15).

O uso e o manejo dos solos na região Sul do Brasil facilitam a adoção das técnicas de fitorremediação, pois a maioria das áreas agrícolas permanece por algum tempo do ano com plantas de cobertura de solo, onde podem ser cultivadas espécies fitorremediadoras ou incrementar o potencial fitorremediador das plantas normalmente utilizadas. Um exemplo são os solos dos vinhedos contaminados com Cu, onde as videiras são conduzidas em espaldeira, o que facilita o cultivo de plantas fitorremediadoras nas entrelinhas. Também

em áreas de depósitos de rejeitos de mineração, que geralmente apresentam níveis de contaminação mais elevados e por isso dificultam o crescimento e desenvolvimento normal da maioria das plantas (Figura 69), pode-se cultivar plantas fitorremediadoras a fim de aumentar a cobertura do solo, evitando que a erosão e a lixiviação dispersem os metais pesados para áreas vizinhas não contaminadas.

A maioria das plantas retém em seu sistema radicular a maior parte do metal pesado absorvido e transloca somente uma pequena fração para os tecidos aéreos. Este comportamento é observado em praticamente todas as plantas cultivadas, conforme demonstrado na Tabela 16. Devido a isso, elas não são consideradas fitoextratoras, mas sim plantas com potencial para a fitoestabilização. A seguir serão destacadas algumas plantas comumente cultivadas na Região Sul do Brasil que apresentam potencial para a fitorremediação, pois são altamente tolerantes aos metais pesados, se estabelecem de forma rápida, se autopropagam e apresentam grande produção de biomassa aérea e radicular.

Tabela 16. Teores de metais pesados (mg kg⁻¹) na massa seca de raízes (MSR) e na massa seca da parte aérea (MSPA) de plantas comumente utilizadas na Região Sul do Brasil, cultivadas em solos com diferentes teores de metais (mg kg⁻¹) e o extrator químico utilizado na análise do solo.

Espécie/Cultivar	Nome comum	Elemento – Extrator	Solo	MSR	MSPA	Referência
<i>Avena sativa</i> (cv BRS Centauro)	Aveia comum	Cu - EDTA	207,8	855,6	31,0	Vendrusculo (2013)
<i>Avena strigosa</i> (cv Vacaria)	Aveia preta	Cu - EDTA	207,8	1.149,0	21,4	Vendrusculo (2013)
<i>Brachiaria decumbens</i>	Braquiariinha	Cu - HCl	207,0	585,0	70,0	Andreazza et al. (2013a)
<i>Brachiaria decumbens</i>	Braquiariinha	Cr - HNO ₃	150,0	56,0*	n.d.	Martinez et al. (2013)
<i>Canavalia ensiformis</i>	Feijão de porco	Cu - EDTA	452,3	400,0	59,6	Vendrusculo (2013)
<i>Crotalaria juncea</i>	Crotalária	Cu - EDTA	45,5	200,0	80,0	Moser (2013)
<i>Helianthus annuus</i>	Girassol	Cu - USEPA	334,0	300,0	26,0	Gabos et al. (2011)
<i>Helianthus annuus</i>	Girassol	Zn - USEPA	2.997,0	400,0	150,0	Gabos et al. (2011)
<i>Lolium perene</i>	Azevém	Cd - HF+HCl	19,4	110,0	3,4	Lopareva-Pohu et al. (2011)
<i>Lolium perene</i>	Azevém	Pb - HF+HCl	1.072,0	470,0	23,2	Lopareva-Pohu et al. (2011)
<i>Lolium perene</i>	Azevém	Zn - HF+HCl	1.247,0	1.062,0	172,0	Lopareva-Pohu et al. (2011)
<i>Lupinus albus</i>	Tremoço comum	Cd - KCl 1M	2,3	127,1	5,2	D'Avila (2014)
<i>Mucuna aterrima</i>	Mucuna preta	Cu - EDTA	452,3	1.300,0	90,0	Vendrusculo (2013)
<i>Mucuna aterrima</i>	Mucuna preta	Pb - HNO ₃	2334,0	997,0	7,5	Puga et al. (2015)
<i>Mucuna cinereum</i>	Mucuna cinza	Cu - EDTA	452,3	1.700,0	80,0	Vendrusculo (2013)
<i>Ricinus communis</i>	Mamona	Cu - HCl	207,0	1131,0	11,8	Andreazza et al. (2013b)
<i>Saccharum spp.</i>	Cana-de-açúcar	Cr - Água régia	21,8	64,3	2,6	Segura-Muñoz et al. (2006)
<i>Saccharum spp.</i>	Cana-de-açúcar	Cu - Água régia	564,8	140,6	67,7	Segura-Muñoz et al. (2006)
<i>Trifolium reppens</i>	Trevo-branco	Cd - HF+HCl	9,6	39,0	8,2	Lopareva-Pohu et al. (2011)
<i>Trifolium reppens</i>	Trevo-branco	Pb - HF+HCl	1.065,0	204,0	19,6	Lopareva-Pohu et al. (2011)
<i>Trifolium reppens</i>	Trevo-branco	Zn - HF+HCl	1.285,0	1070,0	166,0	Lopareva-Pohu et al. (2011)
<i>Vicia villosa</i>	Ervilhaca	Cu - EDTA	207,8	569,8	59,6	Vendrusculo (2013)

* teor total no tecido da planta inteira; n.d.: teor na parte aérea não determinado.



Figura 69. Áreas de descarte de resíduos da mineração do cobre em Minas do Camaquã, Caçapava do Sul, RS. Na área de solo altamente poluída por Cu (acima) não há crescimento das plantas, enquanto na área com menor concentração de cobre no solo (abaixo) o crescimento das plantas ocorre de maneira muito reduzida e com sintomas de toxidez visíveis.

O feijão de porco e as mucunas foram testadas em um Cambissolo da serra gaúcha, com teores de 36, 59 e 166 mg kg⁻¹ de Cu (método Melich-1) (VENDRUSCULO, 2013) (**Figura 70**). Nestes níveis de contaminação, é esperado que as plantas cultivadas reduzam drasticamente a sua produção de biomassa. No entanto, estas espécies apresentam mecanismos de tolerância ao estresse provocado pelo metal que permitiram que a quantidade de biomassa produzida fosse semelhante aos cultivos em solos não contaminados. A mucuna preta mesmo exposta ao maior nível de Cu no solo não reduziu sua produção de massa seca, tanto em parte aérea quanto no sistema radicular. Em níveis intermediários de contaminação do solo (até 59 mg kg⁻¹ de Cu), o feijão de porco e a mucuna cinza também produziram grande quantidade de biomassa. Estas plantas são indicadas para fitoestabilização, em especial a mucuna preta que concentra grande quantidade de Cu nos seus tecidos.

A mamona (*Ricinus communis*) apresenta crescimento rápido, requer pouca água para seu desenvolvi-

mento, é tolerante a condições climáticas adversas, produz grande quantidade de óleo de rícino e de biomassa, é amplamente encontrada em diversas regiões do Brasil e têm aceitação para produção de biocombustíveis (OLIVARES et al., 2013). Além disso, alguns estudos demonstram que esta planta é capaz de acumular quantidades consideráveis de metais em seus tecidos e não reduzir seu crescimento mesmo quando exposta a elevadas concentrações de metais. Andrezza et al. (2013b) cultivou mamona por 57 dias em casa de vegetação utilizando dois solos de vinhedos contaminados por Cu (método HCl 0,1M), um Cambissolo (207 mg kg⁻¹ de Cu) e um Chernossolo (142 mg kg⁻¹ de Cu); um rejeito de mineração (576 mg kg⁻¹ de Cu); e um solo de mata nativa (3,8 mg kg⁻¹ de Cu). A translocação de Cu da raiz para parte aérea ocorreu de forma bastante reduzida e devido a isso as maiores concentrações de Cu foram observadas no sistema radicular (**Figura 71**). Este efeito pode ser considerado um mecanismo de defesa da planta, que evita a translocação do metal em níveis tóxicos para tecidos metabolicamente mais ativos (MELO et al., 2009). A mamona apresentou alta capacidade de acumular Cu nas raízes, em especial no Cambissolo, o que a qualifica como uma planta de uso potencial na fitoestabilização.

Para os cultivos de inverno, a aveia preta cv Vacaria e a aveia comum cv BRS Centauro destacaram-se como plantas fitoestabilizadoras de Cu devido ao acúmulo, respectivamente, de 1.149,0 e 855,6 mg kg⁻¹ em seus sistemas radicular, quanto cultivadas em um Cambissolo da serra gaúcha (**Tabela 16**). O tremoço comum apresentou potencial para fitoestabilização de Cd, após acumular 127,1 mg kg⁻¹ na raiz quando cultivado em um Argissolo de Santa Catarina. Outras plantas de inverno também acumularam altos teores de metais pesados no sistema radicular, conforme demonstrado na **Tabela 16**, porém não foram testadas em condições de clima e solo da Região Sul do Brasil.

A cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) e o girassol (*Helianthus annuus*) são culturas que apresentam importância crescente na Região Sul devido a sua produtividade e a sua aptidão para produção de biocombustíveis.

Alguns estudos revelaram que estas plantas têm a capacidade de acumular metais pesados em seus tecidos aéreos e produzir grande biomassa, podendo ser utilizadas em programas de fitoextração. Em um solo contaminado por metais, oriundo de um depósito de lixo urbano da Região Sudeste do Brasil, a cana-de-açúcar foi cultivada entre os anos de 2001 e 2002 em 22,5 ha (SEGURA-MUÑOZ et al., 2006). Em 2003, foram colhidas amostras de raiz, caule e parte aérea das plantas para análise de metais pesados (**Tabela 17**).

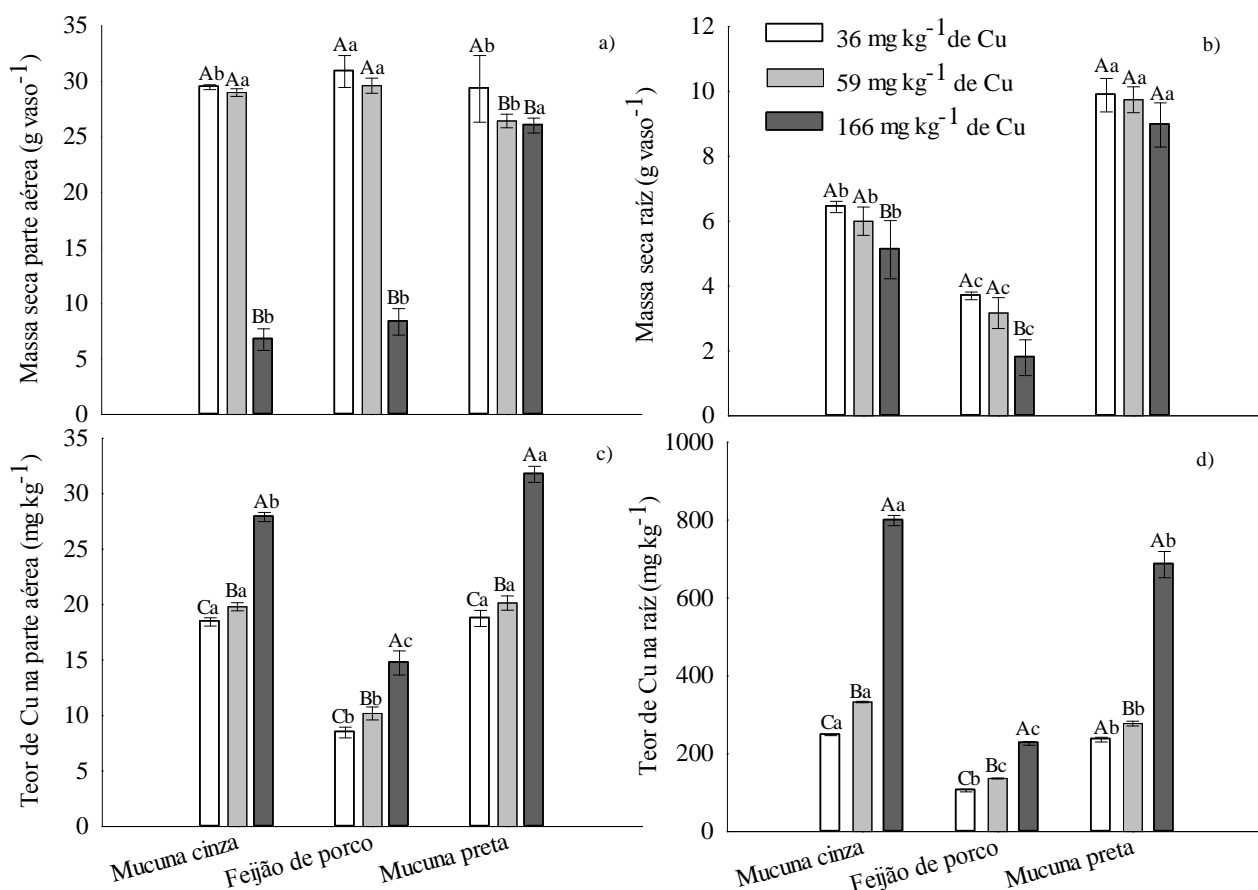


Figura 70. Produção de massa seca da parte aérea (a) e da raiz (b), e teores de Cu na parte aérea (c) e na raiz (d) em três plantas de cobertura de verão: mucuna cinza (*Mucuna cinereum*), feijão de porco (*Canavalia ensiformis*) e mucuna preta (*Mucuna aterrima*) cultivadas em casa de vegetação em um Cambissolo da Serra Gaúcha, com teores de 36, 59 e 166 mg Kg⁻¹ de Cu. Barras seguidas pela mesma letra maiúscula, comparando-se as doses de Cu em cada planta, e minúscula, comparando-se as três plantas em cada dose de Cu, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott (Teste F; P<0.01). Fonte: adaptado de Vendrusculo (2013).

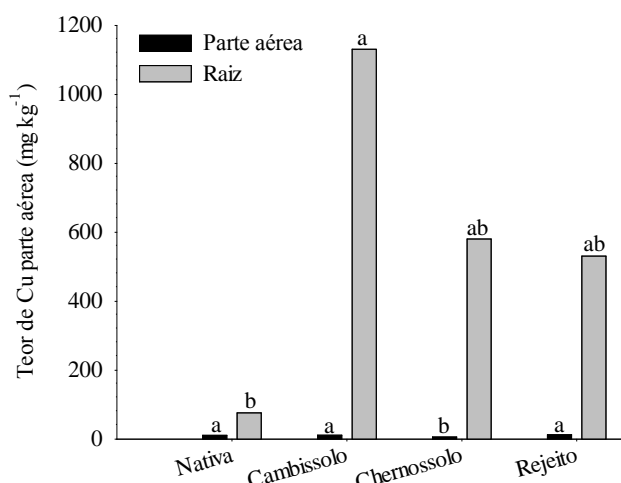


Figura 71. Teores de Cu na parte aérea e raiz de mamona (*Ricinus communis*) cultivada em diferentes solos (Cambissolo e Chernossolo) de vinhedos da Serra Gaúcha contaminados com altos teores de Cu, em rejeito de mineração de cobre e em mata nativa. Barras seguidas da mesma letra não diferem pelo teste Tukey, com 5% de significância. Fonte: adaptado de Andreazza et al. (2013b).

Tabela 17. Teores de metais pesados em amostras de solo (extraído por água régia, STANDARDS AUSTRALIA, 1997), raízes, caule e folhas de cana-de-açúcar cultivada em solo utilizado anteriormente como depósito de lixo urbano na Região Sudeste do Brasil.

Metal Pesado	Solo	Raízes	Caule	Folhas
----- mg kg ⁻¹ -----				
Cd	14,9	0,2	0,2	0,1
Cr	21,8	64,3	59,7	2,6
Cu	564,8	140,6	127,3	67,7
Mn	728,9	561,6	466,2	283,3
Pb	24,6	7,9	6,71	2,1
Zn	274,6	177,4	170,3	81,4

Fonte: adaptado de Segura-Muñoz et al. (2006).

Os resultados deste estudo demonstraram que a cana-de-açúcar foi capaz de sobreviver no solo com altos teores de metais pesados, sendo ainda considerada acumuladora de Cr e Cu, já que absorveu quantidades muito elevadas destes metais na parte aérea. A fitoextração neste caso foi muito eficiente devido à grande

produção de biomassa e as altas concentrações dos metais pesados no caule, o qual é removido da área para a produção do etanol.

Um Neossolo contaminado por boro (B) (62 mg kg⁻¹), Cu (334 mg kg⁻¹) e Zn (2.997 mg kg⁻¹) (método USEPA 3051 – USEPA, 2000) foi cultivado com girassol na Região Sudeste do Brasil (GABOS et al., 2011). A planta acumulou cerca de 300 mg kg⁻¹ de Cu e 400 mg kg⁻¹ de B e Zn na parte aérea (folhas e caule) durante os 65 dias de experimento e não apresentou sintomas visuais de toxicidade. Neste estudo, a planta de girassol acumulou quantidades suficientes de Cu que a enquadraram como uma planta acumuladora de Cu, a qual poderia ser utilizada na fitoextração, pois, além disto, apresenta alta produção de biomassa.

As plantas de cana-de-açúcar e girassol, por produzirem grandes quantidades de matéria seca e acumularem quantidades relativamente altas de metais pesados em seus tecidos aéreos, são consideradas culturas potenciais para a fitoextração em solos contaminados na Região Sul do Brasil. Dentre estas, destaca-se a cana-de-açúcar, pois grande parte da biomassa produzida é retirada da lavoura para a produção de biocombustíveis, o que resulta na redução da concentração dos metais pesados do solo a cada cultivo.

3.1.3. Interação entre organismos do solo e plantas fitorremediadoras

A interação entre as plantas, os fungos micorrízicos, as bactérias fixadoras de nitrogênio e demais organismos do solo (minhocas, cupins, etc) provavelmente ocorre em praticamente todos os solos do planeta e há milhares de anos. O efeito interativo entre plantas e esses organismos pode contribuir para aumentar a eficiência do processo de fitorremediação (**Figura 72**).

A grande maioria dos estudos demonstra que os fungos micorrízicos aumentam a absorção do metal pesado pela planta, mas a proporção do metal que é translocado do sistema radicular para a parte aérea depende do fungo e da planta que estabelecem a simbiose. Se a simbiose resulta preferencialmente na retenção dos metais pesados no sistema radicular, reduzindo a translocação para a parte aérea, ela pode ser utilizada em programas de fitoestabilização. Nestes casos, a inoculação com fungos micorrízicos pode permitir o crescimento da planta no ambiente contaminado e ser o diferencial entre o sucesso e o insucesso da técnica. Por outro lado, nos casos em que a simbiose resultar no aumento da translocação do metal para a parte aérea ela poderá ser utilizada na fitoextração, onde o objetivo é aumentar ao máximo a concentração de metais pesados nos tecidos aéreos da planta.

Os benefícios da inoculação de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento da braquiária (*Brachiaria decumbens*) em solos contaminados por vários metais pesados foi comprovado por Silva et al. (2006). O principal efeito observado foi a redução na concentração destes elementos na parte aérea das plantas micorrizadas, permitindo maior crescimento. Santana et al. (2015) observaram que a inoculação do fungo micorrízico *Rhizophagus clarus* nas plantas de feijão de porco aumentou o teor de Cu no sistema radicular, mas reduziu a concentração na parte aérea, situação desejável quando o objetivo é a fitoestabilização. As micorrizas podem reduzir a translocação de metais para a parte aérea das plantas por vários mecanismos, entre eles está a maior absorção de P pelo fungo, o que resulta na formação de complexos fosfato-metal pesado nas raízes, retenção do metal nos micélios presentes nas raízes e elevação do pH da rizosfera, reduzindo a biodisponibilidade do metal (CHRISTIE et al., 2004). Além disso, algumas glicoproteínas produzidas pelos fungos micorrízicos, como a glomalina, podem reter o metal por complexação na superfície das hifas fúngicas reduzindo a translocação pela planta (GONZALEZ-CHÁVEZ et al., 2002).

Por outro lado, Hassan et al. (2013) verificaram que o girassol inoculado com fungo micorrízico arbuscular da espécie *Rhizophagus irregularis* apresentou maior teor de Cd na parte aérea e Cu na raiz, quando comparado ao tratamento sem inoculação em um solo com altos teores de metais. Castillo et al. (2011) também relataram que a associação simbiótica com fungos arbusculares eleva o poder fitoextrator de Cu das plantas de cravo da Índia (*Tagetes erecta*). Além disso, a melhor nutrição da planta devido a formação da simbiose favorece a maior produção de biomassa, o que resulta em maior quantidade de metal fitoextraído (GOHRE; PASZKOWSKI, 2006). Andrade et al. (2010) verificaram que o feijão de porco extraiu maior quantidade de Zn na presença do fungo arbuscular *Glomus etunicatum*, sendo a concentração do metal na parte aérea 45% maior quando comparado com plantas não inoculadas. Os solos da Região Sul do Brasil apresentam uma grande diversidade de fungos arbusculares (KÖNIG et al., 2014) e as micorrizas são importantes auxiliares dos programas de fitorremediação, principalmente em solos de baixa fertilidade, devido aos aumentos significativos na biomassa das plantas, favorecendo tanto o processo de fitoextração quanto de fitoestabilização.

Outra possibilidade para aumentar a eficiência da fitorremediação é a utilização de fungos ectomicorrízicos associados com plantas arbóreas. A pesquisa indica que as ectomicorrizas aumentam a tolerância de espécies arbóreas a solos com altas concentrações de metais

no solo através da maior absorção de nutrientes, liberação de rizodeposições que minimizam o efeito de metais, além de reter íons metálicos nas estruturas fúngicas (LUO et al., 2014). Silva et al. (2010) cultivaram em casa de vegetação mudas de canafístula (*Peltophorum dubium*) em um Argissolo da região central do RS, contaminado com doses de 150, 300 e 450 mg kg⁻¹ de Cu. Nas plantas inoculadas com ectomicorrizas, o teor de Cu no tecido (raiz+parte aérea) foi reduzido em 21,63 % em relação aos tratamentos sem o fungo. Jourand et al. (2014) verificaram que a inoculação de acácia (*Acacia spirobis*) e do eucalipto (*Eucalyptus globulus*) com um fungo ectomicorrízico da espécie *Pisolithus albus* aumentou a produção de biomassa e absorção de N, P, K e Ca pela planta cultivada em casa de vegetação sob substrato contaminado com metais. Na presença do fungo micorrízico os teores de Cr, Fe, Mn, Co e Ni na parte aérea da planta foram reduzidos, respectivamente, em 3,2, 2,5, 0,9, 1,8 e 2,5 vezes em relação às plantas não inoculadas.

As ectomicorrizas aumentam a absorção de nutrientes e o crescimento das plantas, ao mesmo tempo que atuam como uma barreira protetora aos metais tóxicos do solo. Devido a isso, as espécies arbóreas inoculadas com ectomicorrizas absorvem menores quantidades de metais em seus tecidos aéreos. O uso de espécies arbóreas associadas a fungos ectomicorrízicos para a fitoestabilização de solos contaminados por metais apresenta grande potencial de aplicação, pois permite que as áreas contaminadas sejam utilizadas comercialmente para a produção de madeira e outros produtos florestais. Além disto, esta associação simbiótica mostra-se mais eficiente em condições de solos altamente contaminados, onde o cultivo de espécies herbáceas com potencial fitorremediador não seria viável.

A capacidade de as bactérias fixadoras de N fornecer o N às plantas, aumentando seu crescimento e a sua resistência aos metais pesados, as insere de forma satisfatória em processos de fitorremediação (RYAN et al., 2008). Os rizóbios fixam N atmosférico e promovem o crescimento das plantas, aumentando a sua tolerância aos metais (BRÍGIDO; GLICK, 2015). Kong et al. (2015) verificaram que as bactérias fixadoras de N aumentaram o crescimento e a absorção de Cu por plantas de alfafa (*Medicago sativa*) em um solo com alto teor do metal, devido a maior suplementação de N e a melhoria nos mecanismos de defesa antioxidantes da planta. O teor de Cu de plantas inoculadas aumentou em 5,52 e 32,23% na parte aérea e raízes, respectivamente, quando comparada com as plantas não inoculadas. Este efeito ocorreu, provavelmente, pela capacidade do nódulo em adsorver metais pesados, aumentando a remoção pelas plantas. Além disso, os nódulos

poderiam agir proporcionando proteção adicional às raízes em contato com as altas concentrações dos metais (CHEN et al., 2008). Ferreira et al. (2012) relatam que em um primeiro estágio os nódulos adsorvem o metal, seguido da absorção pelas raízes. Esta dinâmica resulta no aumento na absorção de metais pesados pelas plantas noduladas, mas com redução dos efeitos fitotóxicos dos metais pesados.

A atividade biológica das minhocas, formigas, cupins e demais organismos do solo pode alterar a biodisponibilidade de metais pesados às plantas (Figura 72). Estes indivíduos produzem poros com diâmetros variáveis, que facilitam a migração dos metais pesados no perfil do solo (MALLMANN et al., 2012); revolvem e misturam as camadas do solo através da bioturbação; incorporam matéria orgânica no solo; ingerem e excretam materiais orgânicos e minerais, dispersando íons; modificam características químicas, como o pH e o teor de carbono orgânico na fração sólida e líquida do solo, etc.



Figura 72. Efeito da presença de minhocas (100+A: plantas maiores) no crescimento de plantas de feijão de porco (*Canavalia ensiformis*) em solo arenoso da Campanha Gaúcha contaminado com 100 mg kg⁻¹ de cobre em comparação à planta sem adição das minhocas (100: plantas menores).

A disponibilidade e as formas químicas dos metais pesados no solo são alteradas pelas minhocas (YANG et al., 2013). Sizmur et al. (2011) verificaram que minhocas da espécie *Lumbricus terrestris* reduziram a disponibilidade de Pb, Zn e Cu em solo contaminado devido às alterações no pH e no teor de carbono orgânico solúvel. Neste caso, as minhocas atuam como auxiliaadoras no processo de fitoestabilização, por reduzir a mobilidade do elemento contaminante no perfil do solo e sua absorção pela planta, permitindo melhor crescimento vegetal.

3.1.4. Efeito dos adubos orgânicos na fitorremediação

Em condições de solos altamente contaminados com metais pesados, há muitas dificuldades de uma planta fitorremediadora se estabelecer. A adição de adubos orgânicos e a inoculação das plantas com fungos micorrízicos e/ou bactérias fixadoras de nitrogênio pode ser uma alternativa para aumentar a eficiência do estabelecimento das plantas e da fitorremediação (JADIA; FULEKAR, 2008; FERREIRA et al., 2015; SANTANA et al., 2015). O composto orgânico é um produto do processo de compostagem aeróbica de resíduos orgânicos. Já o vermicomposto é um tipo de adubo orgânico produzido pela atuação de minhocas.

Em muitas pequenas propriedades rurais da Região Sul do Brasil há geração de resíduos orgânicos oriundos do sistema produtivo. Alguns exemplos já foram destacados em capítulos anteriores, como na produção de suínos e aves. A maior parte destes resíduos pode ser utilizada como adubo orgânico após um tratamento, como a compostagem ou a vermicompostagem. Além disto, a produção de adubos orgânicos também permite dar um destino ambientalmente correto aos resíduos, reduzindo a contaminação ambiental.

A adição destes adubos orgânicos ao solo pode favorecer a fitoextração, por amenizar o efeito tóxico dos metais pesados, aumentar a produção de biomassa e a absorção dos metais pelas plantas. Este efeito é atribuído ao aumento do carbono solúvel no solo, que pode atuar como um agente quelante, aumentando a disponibilidade dos metais na solução e proporcionando maior disponibilidade e absorção destes elementos pelas plantas (KARAMI et al., 2011). Fernández-Gómez et al. (2012) utilizaram vermicomposto produzido a partir de restos de frutas em um solo contaminado por metais pesados e verificaram que o trevo-branco (*Trifolium repens*) aumentou sua biomassa e as concentrações de Fe, Mn, Cu e Zn em seus tecidos aéreos.

Por outro lado, a adição de adubos orgânicos estabilizados ao solo pode promover a diminuição da disponibilidade de metais pesados às plantas devido à grande concentração de grupos funcionais com capacidade de ligação a estes metais. Com isto, há um estímulo ao crescimento das plantas nas áreas contaminadas, redução da migração do Cu no solo e favorecimento à fitoestabilização.

Por tudo o que já foi discutido, fica evidente que a fitorremediação não deve ser entendida como uma técnica isolada, mas sim como um sistema onde diversos mecanismos podem ser utilizados para fitorremediar um solo. A combinação entre plantas fitorremediado-

ras, fungos micorrízicos, bactérias fixadoras de N e outros animais podem aumentar o nível da descontaminação do solo ou pelo menos diminuir o efeito tóxico do metal pesado às plantas e ao ambiente. Santana et al. (2015) utilizaram um sistema composto por feijão-de-porco, adubo orgânico do tipo vermicomposto, micorrizas arbusculares e bactérias fixadoras de N em um programa de fitorremediação de um solo arenoso contaminado com Cu na Região Sul do Brasil. Neste trabalho foi observado que em doses intermediárias de vermicomposto (equivalente a 20 mg kg⁻¹ de P via vermicomposto) a planta apresentou elevado crescimento e acúmulo do metal no sistema radicular, resultando na maior fitoestabilização deste metal no solo. Tal efeito foi atribuído a grande aquisição de N pelo rizóbio, ao aumento na captação de Cu pelas hifas fúngicas, a proteção ao efeito fitotóxico do Cu sobre a planta devido a estes microrganismos e a suplementação de nutrientes pelo vermicomposto, o que resultou em maior produção de biomassa pela planta.

3.2. Remediação microbiana

A remediação microbiana de metais pesados como técnica isolada tem aplicabilidade limitada em programas de descontaminação de solo. Esta situação decorre do pouco conhecimento sobre os processos e as interações que ocorrem no solo entre o microrganismo remediador, o metal pesado, os demais micro, meso e macrorganismos do solo e os fatores químicos e físicos. No cenário atual, a remediação microbiana deve ser utilizada de maneira conjunta com outras técnicas, como a fitorremediação, conforme demonstrado neste capítulo para fungos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio.

Para superar estas limitações e aproveitar o potencial que os microrganismos têm para modificar a espécie química e a mobilidade dos metais pesados em solos contaminados, nos últimos anos têm-se intensificado as pesquisas com foco na remediação microbiana, ampliando-se a compreensão dos efeitos dos fungos, bactérias, algas e leveduras na diminuição dos efeitos nocivos do acúmulo de metais pesados no solo (JAFAR ALI et al., 2015).

A remediação microbiana pode reduzir a biodisponibilidade dos metais pesados do solo. Este processo pode ocorrer de forma passiva por adsorção, no qual o microrganismo retém o metal pesado mediante ligações químicas em sua parede celular, mais especificamente nos grupos funcionais derivados de proteínas, lipídeos e polissacarídeos. Ou de forma ativa, por bioacumulação, que é o processo pelo qual o microrga-

nismo absorve o metal pesado e intracelularmente utiliza alguns destes mecanismos para reduzir sua toxicidade: ligação do metal a proteínas específicas, transporte do metal através de gradientes quimio-osmóticos, efluxo ativo do metal, precipitação em formas insolúveis, reações de oxirredução, biotransformação, biomineralização, e/ou sequestro intracelular (CAMARGO et al., 2007).

Por outro lado, a remediação microbiana pode ser utilizada para aumentar a biodisponibilidade de metais no solo. Alguns gêneros de bactérias como o *Thiobacillus* são capazes de oxidar sulfetos minerais, promovendo a solubilização de metais pesados, como cobalto (Co), Pb, molibdênio (Mo), Zn e Cu, num processo denominado de lixiviação microbiana ou biolixiviação. Nguyen et al. (2015) utilizando a bactéria *Acidithiobacillus ferrooxidans* observaram que após o processo de lixiviação microbiana 97% do Ni, 95% do Mn, 66% do Cr, 36% do Cu e 35% do Zn foram extraídos da fração sólida do resíduo, indicando que a atividade do microrganismo solubilizou grande parte destes metais. Andreatza (2009) realizou o processo de biolixiviação em dois solos da Região Sul do Brasil, um deles de um vinhedo e outro de uma área com rejeito de minério de Cu. Após a adição de H_2SO_4 no solo vitícola e de $H_2SO_4+FeSO_4$ no solo de rejeito, como fonte de enxofre para os microrganismos, foram extraídos 82,6 e 20,1 mg kg^{-1} de Cu, resultando na redução de 39,0 e 4,0% nos teores do metal nos respectivos solos. Segundo Park et al. (2011), os microrganismos secretam substâncias ricas em polissacarídeos, glicoproteínas, sideróforos, peptídeos solúveis e outros tipos de polímeros que apresentam grande quantidade de grupos funcionais para reter os metais com ligações de baixa energia e de forma não específica. Estes compostos funcionam como quelantes e aumentam a disponibilidade dos metais no solo.

Assim como ocorre para a fitorremediação, há que se considerar que as características do solo também interferem na remediação microbiana. Mesmo que os microrganismos tolerem estresses, condições ambientais favoráveis de temperatura, umidade, pH e disponibilidade de nutrientes devem existir, para assim favorecer a ação dos microrganismos na redução do efeito tóxicos dos metais pesados.

Ainda com relação aos microrganismos, destaca-se que a utilização de algas na descontaminação de metais pesados em ambientes aquáticos tem se mostrado promissora. Sua alta taxa de reprodução, capacidade de crescer em condições adversas e resistência à contaminação destes elementos, as posicionam a frente de estudos referentes a remoção de metais pesados em

ambientes aquáticos, especialmente por processos de adsorção nas paredes celulares (KUMAR et al., 2015).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento deste capítulo primou pela apresentação e discussão de técnicas de mitigação dos metais pesados que possam ser utilizadas para resolver os problemas nos solos do Sul do Brasil. O texto foi dividido em técnicas de remediação física, química e biológica, visando categorizar as técnicas para assim facilitar o entendimento do assunto pelos leitores.

Os métodos de substituição do solo são os mais comuns entre as técnicas físicas de mitigação do excesso de metais pesados nos solos. Todos eles, com exceção do método de revolvimento, são trabalhosos e caros, sendo viáveis apenas em cultivos de menor escala e que possuem valor agregado elevado. A técnica do revolvimento do solo possui eficiência inferior aos demais métodos, mas é a mais viável para situações de contaminação do solo em larga escala e que envolvam áreas cultivadas com culturas menos rentáveis, como as culturas anuais de grãos e cereais.

Os métodos de remediação química são, em geral, mais facilmente aplicáveis que os métodos físicos, especialmente aquelas técnicas de estabilização química que primam pela elevação do pH ou aumento da CTC, da quantidade de óxidos/hidróxidos ou de ligantes orgânicos. Tais efeitos são normalmente alcançados com a aplicação de calcário, silicatos, argilas, turfa, adubos orgânicos, entre outros. O custo para o uso destes materiais é bastante variável e depende, essencialmente, da disponibilidade do material amenizante na região próxima do sítio contaminado, dos gastos com transporte e do valor de mercado do produto. Neste contexto, os amenizantes mais abundantes e econômicos para a região Sul do Brasil são o calcário agrícola e os esterco de animais como cama de aves e dejetos de suínos e bovinos. No entanto, a escolha do material a ser utilizado deve ser feita com muita atenção e baseado em estudos prévios, pois a adição de produtos de forma equivocada pode provocar contaminação secundária, imobilização de nutrientes requeridos pelas plantas ou até mesmo afetar ainda mais o crescimento dos organismos pela exposição a algum subproduto tóxico do amenizante. Já a lixiviação química é uma técnica que devido ao alto custo e complexidade na sua condução deve ser utilizada somente em associação com técnicas de remediação física ou em pequenas áreas que não podem ser recuperadas por outros métodos.

As técnicas de remediação biológica, ou biorremediação, são ainda pouco utilizadas no Brasil, mas apresentam grande potencial de crescimento por serem técnicas naturais, eficientes e de baixo custo. Entre elas destaca-se a fitorremediação, por ser uma alternativa viável para realizar a remoção de metais pesados do solo (fitoextração) ou permitir o crescimento das plantas em solos altamente contaminados e reduzir a dispersão do contaminante para áreas vizinhas (fitoestabilização). A pesquisa demonstra que programas de fitoextração, com cana-de-açúcar e girassol, e de fitoestabilização, com mucuna, feijão-de-porco, mamona, aveia e tremoço, têm grandes possibilidades de aplicação na região Sul do Brasil. Além disso, a eficiência da fitoextração e da fitoestabilização pode ser aumentada com a utilização de microrganismos (fungos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio) e adubos orgânicos, que estimulam o crescimento das plantas e reduzem os estresses causados pelos contaminantes.

Apesar deste capítulo ter apresentado as técnicas de remediação de forma separada, recomenda-se que a mitigação dos efeitos tóxicos dos metais pesados no ambiente deve ser tratada de forma sistêmica, com a integração de diferentes técnicas físicas, químicas e biológicas. Como exemplo, destaca-se a técnica de estabilização química dos metais pesados no solo pela adição de materiais alcalinizantes e fosfatos que, além de auxiliar no reestabelecimento da vegetação e dos ciclos naturais dos elementos, pode ser aliada à fitoestabilização com plantas inoculadas com fungos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio. Porém, independente da(s) técnica(s) de remediação utilizada(s), salienta-se que uma adequada intervenção no ambiente demanda profissionais tecnicamente qualificados, pois os riscos devido aos poluentes ambientais são grandes. Este foi mais um motivo norteador para o desenvolvimento deste capítulo, que visa estimular os profissionais a conhecer as técnicas de remediação de metais pesados no solo de forma mais aprofundada e crítica.

REFERÊNCIAS

- ABOLLINO, O. et al. Interaction of metal ions with montmorillonite and vermiculite. *Applied Clay Science*, v. 38, p. 227-236, 2008.
- ADRIANO, D. C. *Trace Elements in Terrestrial Environments; Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*, 2nd ed. Springer, New York, 2001. p. 867.
- AL-BALDAWI, I. A. et al. Phytodegradation of total petroleum hydrocarbon (TPH) in diesel-contaminated water using *Scirpus grossus*. *Ecological Engineering*, v. 74, p.463-473, Jan. 2015.
- ALLEONI, L. R. F. et al. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 27, p. 729-737, 2005.
- ALLOWAY, B. *Heavy Metals in Soils – Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. 3rd ed. Dordrecht: Springer, 2013. p. 613.
- ALMEIDA, G. *Prevenção e luta contra a contaminação dos solos*. Porto – Tese de doutorado em Engenharia Química – Instituto Politécnico de Tomar – Escola Superior de Tecnologia. 2000.
- AMBROSINI, V. G. *Calagem como amenizante da toxidez de cobre em aveia preta (Avena strigosa) e em videiras jovens (Vitis sp.)*. 2015. 115 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
- ANDRADE, S. A. L. et al. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. *Chemosphere*, n. 75, n. 10, p. 1363-1370, June 2009.
- ANDRADE, S. A. L. et al. Biochemical and physiological changes in jack bean under mycorrhizal symbiosis growing in soil with increasing Cu concentrations. *Environmental and Experimental Botany*, v. 68, n. 2, p. 198-207, Apr. 2010.
- ANDREAZZA, R. *Potencial do uso de bactérias e plantas para remediação de Cobre em áreas de vitivinicultura e de rejeito de mineração de cobre no Rio Grande do Sul*. 2009. 126 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2009.
- ANDREAZZA, R. et al. Copper Phytoextraction and Phytostabilization by *Brachiaria decumbens* Stapf. in Vineyard Soils and a copper mining waste. *Open Journal of Soil Science*. v. 3, p. 273-282, Oct. 2013a.
- ANDREAZZA, R. et al. Use of High-Yielding Bioenergy Plant Castor Bean (*Ricinus communis* L.) as a potential Phytoremediator for Copper-Contaminated Soils. *Pedosphere*, v. 23, n. 5, p. 651-661, Oct. 2013b.
- BAILEY, S. E et al. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research*, v. 33, n. 11, p. 2469-2479, 1999.
- BERTI, W. R.; CUNNINGHAM, S. D. Phytostabilization of metals. In: RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. (Eds.). *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*. New York: Wiley, 2000. p. 71-88.
- BLAYLOCK, M. J.; HUANG, J. W. Phytoextraction of metals. In RASKIN, I.; ENSLEY, B. D. (Eds.). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. New York: Wiley, 2000. p. 53-70.
- BOLAN, N. S.; ADRIANO, D. C.; CURTIN, D. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, v. 78, p 215-272, 2003.
- BOLAN, N. et al. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils – To mobilize or to immobilize?. *Journal of Hazardous Materials*, v. 266, p. 141-166, 2014.
- BOWLER, C.; FLUHR, R. The role of calcium and activated oxygens as signals for controlling cross-tolerance. *Trends in Plant Science*. v. 5, n. 6, p. 241-246, June 2000.
- BOYD, R. S. The defense hypothesis of elemental hyperaccumulation: Status, challenges and new directions. *Plant and Soil*, v. 293, p. 153-176. 2007.
- BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Colloid and Interface Science*, v. 277, p.1-18, 2004.
- BRÍGIDO, C.; GLICK, B. R. Phytoremediation Using Rhizobia. In: ANSARI, A. A. et al. (Eds.). *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*. Springer International Publishing, v. 2, 2015. p. 95-114.
- CAMARGO, F. A. O. et al. Uso de microrganismos para remediação de metais. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. (Eds.). *Tópicos em Ciência do Solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 5, 2007. p 468-496.
- CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In. FERREIRA, M. E. et al. (Eds.). *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal, SP: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. p. 89-117.

- CANELLAS, L. P. et al. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A. et al. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 59-60.
- CAO, X. et al. Immobilization of Zn, Cu, and Pb in contaminated soils using phosphate rock and phosphoric acid. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 555-564, 2009.
- CASALI, C. A. et al. Formas e dessorção de cobre em solos cultivados com videira na serra gaúcha do rio grande do sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32 p. 1479-1487, 2008.
- CASTILLO, O. S. et al. The effect of the symbiosis between *Tagetes erecta* L. (marigold) and *Glomus intraradices* in the uptake of Copper (II) and its implications for phytoremediation. **New Biotechnology**, v. 29, n. 1, p. 156-164, Dec. 2011.
- CHEN, W. M. et al. Metal biosorption capability of *Cupriavidus taiwanensis* and its effects on heavy metal removal by nodulated *Mimosa pudica*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 151, n. 2-3, p. 364-371, Mar. 2008.
- CHEN, Z. S.; LEE, G. J.; LIU, J. C. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. **Chemosphere**, v. 41, p. 235-242, 2000.
- CHRISTIE, P.; LI, X.; CHEN, B. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc. **Plant and Soil**, v. 261, n. 1, p. 209-217, Apr. 2004.
- CLEMENS, S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. **Planta**, v. 212, n. 4, p. 475-486, Mar. 1999.
- CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS/SC. **Manual de adubação e decalagem para os estados do RS e SC**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2004. p. 394.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, nº 249, 30 dez. 2009. p. 81-84.
- COUTINHO, P. W. R. et al. Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação. **Nucleus**, v. 12, n. 1, p. 59-68, 2015.
- D'AVILA, R. C. **Potencial fitorremediador do *Lupinus sp.* em solos contaminados com cádmio**. 2014. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages, SC, 2014.
- DIJKSTRA, J. J.; MEEUSSEN, J. C. L.; COMANS; R. N. J. Leaching of Heavy Metals from Contaminated Soils: An Experimental and Modeling Study. **Environmental Science Technology**, v. 38, p. 4390-4395, 2004.
- DIPU, S.; KUMAR, A. A.; THANGA, S. G. Effect of chelating agents in phytoremediation of heavy metals. **Remediation**, v. 22, n. 2, p. 133-146, Mar. 2012.
- EPSTEIN, E. The anomaly of silicon in plant biology. **Proceedings of the National Academy of Science USA**, v. 91, p. 11-17, 1994.
- FERNÁNDEZ-GÓMEZ M. J. et al. Vermicomposts and/or arbuscular mycorrhizal fungal inoculation in relation to metal availability and biochemical quality of a soil contaminated with heavy metals. **Water Air Soil Pollut**, v. 223, n. 5, p. 2707-2718, June 2012.
- FERREIRA, P. A. A. et al. *Rhizopagus clarus* and phosphate alter the physiological responses of *Crotalaria juncea* cultivated in soil with a high Cu level. **Applied Soil Ecology**, v. 91, p. 37-47, July 2015.
- FERREIRA, P. A. A. et al. Eficiência simbiótica de estirpes de *Cupriavidus necator* tolerantes a zinco, cádmio, cobre e chumbo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 1, p. 85-95, Jan. 2012.
- GABOS, M. B. et al. Uso da matéria orgânica como mitigadora de solo multicontaminado e do girassol como fitoextratora. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1298-1306, dez. 2011.
- GIROTTO, E. et al. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 955-965, 2010.
- GOHRE, V.; PASZKOWSKI, U. Contribution of the arbuscular-mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. **Planta**, v. 223, n. 6, p. 1115-1122, Mar. 2006.
- GONZALEZ-CHÁVEZ, C. et al. Copper sorption and accumulation by the extraradical mycelium of different *Glomus* spp. (arbuscular mycorrhizal fungi) isolated from the same polluted soil. **Plant and Soil**, v. 240, n. 2, p. 287-297, Mar. 2002.
- HARTLEY, W.; EDWARDS, R.; LEPP, N. W. Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short- and long-term leaching tests. **Environmental Pollution**, v. 131, p. 495-504, 2004.
- HASSAN, S. E.; HIJRI, M.; ST-ARNAUD, M. Effect of arbuscular-mycorrhizal fungi on trace metal uptake by sunflower plants grown on cadmium contaminated soil. **New Biotechnology**, v. 30, n. 6, p.780-787, Sept. 2013.
- HOLZBACH, J. C. et al. Chumbo: Uma introdução à extração e a fitorremediação. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 3, n. 4, p. 178-183, Nov. 2012.
- JADIA, C. D.; FULEKAR, M. Phytoremediation: the application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 7, n. 5, p. 547-558. 2008.
- JAFFAR ALI, H. A. et al. Comparative study on bioremediation of heavy metals by solitary ascidian, *Phallusia nigra*, between Thoothukudi and Vizhinjam ports of India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 121, p. 93-99, Nov. 2015.
- JANKAITĚ, A. VASAREVICIUS, S. Remediation Technologies for soil contaminated with heavy metals. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 13, p. 109-113, 2005.
- JORGE, R. A. B. et al. Torta de filtro e da turfa na mitigação de solo contaminado com resíduo de sucata rico em boro. **Bragantia**, v. 1, p. 1-5, 2010.
- JOURAND, P. et al. Ectomycorrhizal *Pisolithus albus* inoculation of *Acacia spirorbis* and *Eucalyptus globulus* grown in ultramafic topsoil enhances plant growth and mineral nutrition while limits metal uptake. **Journal of Plant Physiology**, v. 171, n. 2, p. 164-172, Jan. 2014.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 4th ed. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 331.
- KAMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: CURI, N. et al. (Eds.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.3, 2003. p. 1-54.
- KARAMI, N. et al. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 191, p. 41-48, 2011.
- KHAN, F. I.; HUSAIN, T.; HEJAZI, R. An overview and analysis of site remediation technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 71, p. 95-122, 2004.
- KONG, Z. et al. Rhizobial symbiosis effect on the growth, metal uptake, and antioxidant responses of *Medicago lupulina* under copper stress. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 16, p. 12479-12489, Aug. 2015.
- KÖNIG, F. et al. Bioma Pampa: Interações entre microrganismos e espécies vegetais nativas. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 1, p. 3-9, Mar. 2014.

- KOPTSİK, G. N. Problems and Prospects Concerning the Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soils: A Review. **Eurasian Soil Science**, v. 47, n. 9, p. 923–939, Sept. 2014.
- KUMAR, K. S. et al. Microalgae – A promising tool for heavy metal remediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 329–352, Mar. 2015.
- KUMPIENE, J.; LAGERKVIST, A.; MAURICE, C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. **Waste Management**, v. 28 p. 215–225, 2008.
- LAMBERT, M.; LEVEN, B. A.; GREEN, R. M. **New methods of cleaning up heavy metal in soils and water**. Environmental Science and Technology Briefs for Citizens. Kansas State University, Manhattan, KS, 2000.
- LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição?. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, p. 9-18, jan. 2007.
- LEUPIN, O. X.; HUG, S. J. Oxidation and removal of arsenic (III) from aerated groundwater by filtration through sand and zero-valent iron. **Water Research**, v. 39 n. 9, p. 1729–1740. 2005.
- LOPAREVA-POHU, A. et al. Influence of fly ash aided phytostabilisation of Pb, Cd and Zn highly contaminated soils on *Lolium perenne* and *Trifolium repens* metal transfer and physiological stress. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 6, p. 1721–1729, June 2011.
- LOURENZI, C. R. et al. Uso de dejetos líquidos de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: URI – Frederico Westph, 2016. p. 155–194.
- LUO, Z. B. et al. The role of ectomycorrhizas in heavy metal stress tolerance of host plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 108, p. 47–62, Dec. 2014.
- LUZ, A. B. **Zeólitas: Propriedades e usos industriais**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. p. 36.
- MALANDRINO, M.; ABOLLINO, O.; BUOSO, S. Accumulation of heavy metals from contaminated soil to plants and evaluation of soil remediation by vermiculite. **Chemosphere**, v. 82 p. 169–178, 2011.
- MALANDRINO, M. et al. Adsorption of heavy metals on vermiculite: Influence of pH and organic ligands. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 299, p. 537–546, 2006.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo, SP: Editora Agronômica Ceres, 2006. p. 638.
- MALLMANN, F. J. K. et al. Modeling field-scale vertical movement of zinc and copper in a pig slurry-amended soil in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 243, n. 1, 223–231, Dec. 2012a.
- MALLMANN, F. J. K. et al. Using a two site-reactive model for simulating one century changes of Zn and Pb concentration profiles in soils affected by metallurgical fallout. **Environmental Pollution**, v. 162, n. 1, p. 294–302, Mar. 2012b.
- MALLMANN, F. J. K. et al. Soil tillage to reduce surface metal contamination – model development and simulations of zinc and copper concentration profiles in a pig slurry-amended soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 196, p. 59–68, 2014.
- MALLMANN, F. J. K. et al. Importância, riscos e fontes de contaminação por metais pesados nos solos do sul do Brasil. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: URI – Frederico Westph, 2016. p. 20–55.
- MARQUES, A. P. G. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 622–654, 2009.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**, 2nd ed. London: Academic Press, 1995.
- MARTINEZ, M. S.; CRUVINEL, D. F. C.; BARATTO, D. M. Avaliação da fitorremediação de solos contaminados com metais pelo capim braquiária e mostarda da Índia. **Revista DAE**, n. 191, p. 30–37, jan. 2013.
- MELAMED, R. et al. Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application. **Science of The Total Environment**, v. 305, p. 117–127, 2003.
- MELO, G. W. B. et al. **Alternativas de Práticas Agrícolas para o Cultivo de Videiras em Solos com Alto Teor de Cobre**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2015 (Comunicado técnico).
- MELO, R. F. et al. Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 2, p. 455–465, mar. 2009.
- MENCH, M. et al. Progress in remediation and revegetation of the barren Jales goldmine spoil after in situ treatment. **Plant and Soil**, v. 249, p. 187–202, 2003.
- MIOOTTO, A. **Cobre em solos arenosos sob vinhedos e resposta bioquímico-fisiológica de videiras em produção**. 2012. 96 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.
- MOSER, G. R. Z. **Rhizophagus clarus e fósforo em Crotalaria juncea em solo com altos teores de cobre**. 2013. 58 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria RS, 2013.
- MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. Remediation technologies for metal contaminated soils and groundwater: An evaluation. **Engineering Ecology**, v. 60, p. 193–207, 2001.
- MUTHUNARAYANAN, V.; SWABNA, S. M.; GEETHA, A. Phytodegradation of textile dyes by Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*) from aqueous dye solutions. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 1, n. 7, p. 1702–1717, Dec. 2011.
- NGUYEN, V. K. et al. Possibility of bacterial leaching of antimony, chromium, copper, manganese, nickel, and zinc from contaminated sediment. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 56, p. 153–161, Sept. 2015.
- NURMI, J. T. et al. Characterization and properties of metallic iron nanoparticles: spectroscopy, electrochemistry, and kinetics. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 1221–1230, 2005.
- OLIVARES, A. R. et al. Potential of castor bean (*Ricinus communis* L.) for phytoremediation of mine tailings and oil production. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 316–323, Jan. 2013.
- PADMAVATHIAMMA, P. K.; LI, L. Y. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 184, n. 1, p. 105–126, Sept. 2007.
- PARK, J. H. et al. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 2–3, p. 549–574, Jan. 2011.
- PUGA, A. P. et al. Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium. **Journal of Environmental Management**, v. 159, p. 86–93, Aug. 2015.
- RESENDE, M. L.; SALGADO, S. M. L.; CHAVES, Z. M.; Reactive oxygen species on plant defense responses to pathogens. **Fitopatologia Brasileira**, v. 28, n. 2, p.123–130, mar. 2003.
- RYAN, R. P. et al. Bacterial endophytes: recent developments and applications. **FEMS Microbiol Lett**, v. 278, n. 1, p. 1–9, Jan. 2008.
- SANTANA, N. A. et al. Interaction between arbuscular mycorrhizal fungi and vermicompost on copper phytoremediation in a sandy soil. **Applied Soil Ecology (Print)**, v. 96, p. 172–182, Nov. 2015.

- SANTIBÁÑEZ, C.; VERDUGO, C.; GINOCCHIO, R. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. **Science of Total Environment**, v. 395, n. 1, p. 1-10, Mar. 2008.
- SANTOS, G. C. G.; RODELLA, A. A. Efeito da adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico de B, Zn, Cu, Mn e Pb no cultivo de *Brassica juncea*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 793-804, 2007.
- SASTRE, J. et al. Use of sorption and extraction tests to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident. **Science of the Total Environment**, v. 329, p. 261-281, 2004.
- SEGURA-MUÑOZ, S. I. et al. Metal levels in sugar cane (*Saccharum* spp.) samples from an area under the influence of a municipal landfill and a medical waste treatment system in Brazil. **Environment International**, v. 32, n. 1, p. 52-57, Jan. 2006.
- SEN GUPTA, S.; BHATTACHARYYA K. G. Adsorption of heavy metals on kaolinite and montmorillonite: A review. **Physical Chemistry Chemical Physics**, v. 14, p. 6698-6723, 2012.
- SHAH, M. P. Environmental Bioremediation: A Low Cost Nature's Natural Biotechnology for Environmental Clean-up. **Journal of Petroleum & Environmental Biotechnology**, v. 191, n. 5, p. 1-12, Sept. 2014.
- SHARPLEY, A. N.; ROBINSON, J. S.; SMITH, S. J. Bioavailable phosphorus dynamics in agricultural soils and effects on water quality. **Geoderma**, v. 67, n. 1-2, p. 1-15, 1995.
- SHERMAN, D. M.; RANDALL, S. R. Surface complexation of arsenic(V) to iron(III) (hydr)oxides: Structural mechanism from ab initio molecular geometries and EXAFS spectroscopy. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 67, p. 4223-4230, 2003.
- SHINZATO, M. C. et al. Caracterização tecnológica das zeólitas naturais associadas às rochas eruptivas da Formação Serra Geral, na região de Piraju-Ourinhos (SP). **Revista brasileira de geociências**, v. 38, p. 525-532, 2008.
- SILVA, R. F. et al. Tolerância de mudas de canafístula (*Peltophorum dubium* (spreng.) taub.) inoculada com *Pisolithus microcarpus* a solo com excesso de cobre. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 1, p. 147-156, jan. 2010.
- SILVA, S.; SOARES, C. R. F. S.; SIQUEIRA, J. O. Fungos micorrízicos no crescimento e na extração de metais pesados pela braquiária em solo contaminado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 12, p. 1749-1757, dez. 2006.
- SIZMUR, T. et al. Impact of the earthworm *Lumbricus terrestris* (L.) on As, Cu, Pb and Zn mobility and speciation in contaminated soils. **Environmental Pollution**, v.159, n. 3, p. 742-748, Mar. 2011.
- STANDARDS AUSTRALIA. **Australian Standard 4479.2: Analysis of soils, Part 2: Extraction of heavy metals and metalloids from soil by aqua regia – hotplate digestion method**, Homebush, NSW. 1997.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. 2nd ed. New York: John Wiley, 1994. p. 496.
- STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2^a ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Emater/RS, 2008. p. 222.
- TAVARES, S. R. L. **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: Conceitos básicos e fundamentos**. Joinville: Clube de Autores, 2013. p. 147.
- TIECHER, T. L. et al. Principais doenças da videira e contaminação de solos de vinhedos com cobre e zinco. In: TIECHER, T. (Ed.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água**. Frederico Westphalen, RS: URI – Frederico Westph, 2016. p. 258-294.
- ULMANU, M.; ANGER, I.; GAMENT, E. Effect of a Romanian zeolite on heavy metals transfer from polluted soil to corn, mustard and oat. **UPB Scientific Bulletin**, v. 68, p. 67-78, 2006.
- USEPA. Engineering Bulletin: **Technology Alternatives for the Remediation of Soil Contaminated with As, Cd, Cr, Hg and Pb**, EPA/540/S – 97/500. Washington, DC: Office of Emergency and Remedial Response; Cincinnati, OH: Office of Research and Development, August, 1997.
- USEPA. **Innovative Remediation Technologies: Field-Scale Demonstration Projects in North America**. 2nd ed. 2000.
- VENDRUSCULO, D. **Seleção de plantas para fitorremediação de solo contaminado com cobre**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2013.
- WANG, J. et al. Remediation of mercury contaminated sites – A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 221-222, n. 30, p. 1-18. 2012.
- WARREN, G. P.; ALLOWAY, B. J. Reduction of arsenic uptake by lettuce with ferrous sulfate applied to contaminated soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 3, p. 767-772, 2003.
- WUANA, R. A.; OKIEMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **ISRN Ecology**, v. 2011, Article ID 402647, 20 pages.
- YANG, J. et al. Enhancement stabilization of heavy metals (Zn, Pb, Cr and Cu) during vermifiltration of liquid-state sludge. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 649-655, Oct. 2013.
- YAO, Z. et al. Review on remediation technologies of soil contaminated by heavy metals. In.: The 7th International Conference on Waste Management and Technology. **Procedia Environmental Sciences**, v. 16, p. 722-729, 2012.
- ZAYED, A.; LYTLE, M.; TERRY, N. Accumulation and volatilization of different chemical species of selenium by plants. **Planta**, v. 206, n. 2 p. 284-292, Aug. 1998.
- ZAZOULI, M. A. et al. Phytodegradation potential of bisphenol A from aqueous solution by *Azolla Filiculoides*. **Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 12, n. 1, p. 12-66, Apr. 2014.

MANEJO DA FERTILIDADE DE SOLOS EM POMARES DE FRUTÍFERAS DE CLIMA TEMPERADO

Gustavo Brunetto¹, Danilo Eduardo Rozane², George Wellington Bastos de Melo³, Jovani Zalamena⁴, Eduardo Giroto⁵, Cledimar Lourenzi⁶, Rafael Rosa Couto⁷, Tales Tiecher⁸ & João Kaminski⁹

¹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Adjunto II do Departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Avenida Roraima, 1000, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil. Pesquisador 1D-CA/AG do CNPq. E-mail: brunetto.gustavo@gmail.com. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Professor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP), Campus de Registro e do Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Pesquisador 2-CA/AG do CNPq. E-mail: danilorozane@registro.unesp.br

³ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Centro Nacional de Pesquisa de Uva e Vinho, Rua Livramento, 515, Bairro Juventude, Bento Gonçalves, CEP 95700-000, RS, Brasil. E-mail: wellington.melo@embrapa.br

⁴ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. E-mail: jovanizalamena@yahoo.com.br

⁵ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS), Campus de Ibirubá, Rua Nelsi Ribas Fritsch, 1111, Bairro Esperança, Ibirubá, CEP 98200-000, RS, Brasil. E-mail: girottosolos@gmail.com

⁶ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Centro de Ciências Agrárias, Rodovia Admar Gonzaga, 1346, Florianópolis, CEP 88034-000, SC, Brasil. E-mail: lourenzicr@gmail.com

⁷ Tecnólogo em Agropecuária, Doutor em Engenharia Ambiental, Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da UFSM. E-mail: rrcouto@hotmail.com

⁸ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor do Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, 7712, Porto Alegre, CEP 91540-000, RS, Brasil. E-mail: tales.tiecher@gmail.com

⁹ Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Aposentado do Departamento de Solos da UFSM. E-mail: joao.kaminski@gmail.com

INTRODUÇÃO

A fruticultura é uma atividade agrícola de alto custo, mas em contrapartida, de elevada lucratividade até superior ao cultivo de grãos. Na região sul do Brasil a fruticultura é uma atividade praticada predominantemente em propriedades familiares em pequenas áreas, mas também por poucos grupos empresariais que utilizam grandes extensões de terra. Os frutos produzidos são comercializados "in natura" no mercado nacional ou internacional, como a maçã, ou são industrializados, como a uva, pêssego, figo, goiaba e outros. Em geral, a produção de frutos e a sua comercialização possuem impacto positivo na economia das comunidades, aumentando seus ganhos e melhorando a qualidade de vida das famílias envolvidas com a cadeia produtiva da fruticultura.

O sucesso de um pomar, como aqueles de frutíferas de clima temperado, está relacionado ao processo de sua implantação, como a escolha da espécie e de sua variedade, a qualidade da muda utilizada, o preparo do solo, a drenagem, a irrigação, o controle de pragas e de doenças. Como a maioria dos solos utilizados na fruticultura são ácidos e de baixa fertilidade, a calagem e a adubação impactam positivamente a produção. No entanto os parâmetros relacionados à fertilidade de

solo nas áreas cultivadas com as frutíferas são determinantes para estado nutricional das plantas, da sua produção e da qualidade dos frutos e de seus subprodutos.

Ao longo do presente capítulo, sem a pretensão de esgotar os assuntos, serão destacadas algumas frutíferas de clima temperado, entre elas, a macieira (*Malus x domestica*), a videira (*Vitis vinifera*), o pessegueiro (*Prunus persica*) e a pereira (*Pyrus communis*), que possuem exigências nutricionais distintas das culturas anuais, que interferem nas práticas de calagem e tipos de adubação (correção ou pré-plantio, cobertura e manutenção). A necessidade e doses de corretivos e fertilizantes são estabelecidas com base em critérios de predição, que também serão discutidos ao longo do texto. Por fim, será abordado o uso e manejo de espécies de plantas de cobertura do solo que coabitam os pomares e são necessárias, especialmente, para a conservação de solos e ciclagem de nutrientes.

1. Principais espécies e importância econômica de frutíferas de clima temperado

As frutíferas de clima temperado normalmente necessitam de uma certa quantidade de frio, abaixo de 7,2°C, para que possam plenamente florescer. Essa exigência limita o cultivo dessas espécies no Brasil, onde a grande maioria das áreas cultivadas se encontra na

região sul, nos estados do Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS). No entanto, os estados de São Paulo (SP) e de Minas Gerais (MG) vem expandindo as áreas cultivadas com frutíferas de clima temperado, graças entre outras tecnologias, aos programas de melhoramento genético que introduzem novos genótipos com menor exigência em horas frio. As principais espécies cultivadas no Brasil são a macieira, videira, frutas de caroço (pessegueiro, ameixeira e nectarina), kiwizeiro (*Actinidia deliciosa*) e pereira.

1.1. Macieira

O sul do Brasil é a região onde se encontram as principais áreas cultivadas com macieira. Isso se deve principalmente pela exigência climática das plantas que necessitam de unidades de frio para a brotação (FRANCESCATTO, 2014; PUTTI et al., 2003). As maçãs brasileiras são produzidas em áreas acima de mil metros de altitude, no nordeste gaúcho, no planalto e no meio-oeste catarinense e no sul paranaense, o que permite a obtenção de produções de qualidade (KIST, 2015).

A área plantada, segundo dados do IBGE (2011) é de 38.292 ha, com produção de 1.231.472 Mg e produtividade média de 32 Mg ha⁻¹. Cerca de 52% da produção nacional se concentra no RS, 43% em SC e 4% no PR (Tabela 18).

Tabela 18. Área plantada, produção e produtividade da cultura da macieira no Brasil e nos principais estados produtores.

UF	Área plantada		Produção		Produtividade (Mg ha ⁻¹)
	(ha)	(%)	(Mg)	(%)	
Brasil	38.292	100	1.231.472	100	32
BA	47	0,12	702	0,06	15
MG	187	0,49	4.128	0,34	22
SP	178	0,46	3.742	0,30	21
PR	1.739	4,54	49.188	3,99	28
SC	18.161	47,43	530.725	43,10	29
RS	17.980	46,95	642.987	52,21	36

Fonte: IBGE (2011).

Outros estados, inclusive do Nordeste, como Bahia (BA) e Ceará (CE), colheram menos de 2.000 Mg nos anos em que houve registro (KIST, 2015). Do total da área plantada com macieira, em SC estão plantados 18.161 ha de macieira em 39 municípios, sendo que entre os três principais estão São Joaquim, que participa com 46% da área plantada, seguido por Fraiburgo com 12% e Bom Jardim da Serra com 8%. Já no RS, 82 municípios cultivam 17.980 ha, sendo que Vacaria participa com 39%, Caxias do Sul 17% e Bom Jesus 16% (IBGE, 2011). Na Tabela 18 também se observa que a maior

produtividade de frutos está no RS, com 36 Mg ha⁻¹, seguido do PR e SC, com 29 e 28 Mg ha⁻¹, respectivamente. O Brasil possui aproximadamente 2.910 propriedades rurais produtoras de maçã, onde 64% está em SC e 29% no RS (IBGE, 2011). Santa Catarina possui uma estrutura produtiva dominada por médias e grandes empresas na região de Fraiburgo, enquanto que na região de São Joaquim o processo é dinamizado por pequenos e médios produtores e cooperativas, com produtividade limitada, onde 90% dos produtores de maçã cultivam até 4,5 ha, perfazendo um total de 2.497 produtores (MATTEI; BITTENCOURT, 2015; SECRETARIA DE POLÍTICA AGRÍCOLA (MAPA), 2013). Pela própria natureza da atividade, a pomicultura é uma atividade intensiva em mão de obra, gerando assim aproximadamente 58.500 empregos diretos e 136.500 empregos indiretos (BRDE, 2011).

1.2. Videira

No Brasil são cultivados 79.759 ha com videiras, distribuídos em 17 estados, tendo como principais produtores o RS com 62,8%, seguido por SP, Pernambuco (PE), PR e SC, com 11,0, 8,5, 6,6 e 6,2%, respectivamente (IBGE, 2011). Em produção, o RS é responsável por 56,1% do total, seguido por PE (15,9%), SP (11,6%), PR (6,1%) e SC (4,8%). Em produtividade, os Estados do Nordeste apresentam as maiores taxas, com destaque para PE (34 Mg ha⁻¹) e Piauí (32 Mg ha⁻¹); ainda se destacam o Distrito Federal (25 Mg ha⁻¹) e Goiás (23 Mg ha⁻¹).

O Brasil tem aproximadamente 26.000 propriedades com viticultura familiar. Destas, 90% se encontram na região sul, 71% no RS, 10% no PR e 9% em SC. Em relação a propriedades não familiares, são encontradas no Brasil em torno de 4.000 unidades, 58% no Sul, 27% no Sudeste e 14% no Nordeste. O RS (39%), SP (24%) e PR (14%) são os estados que apresentam o maior número de estabelecimentos com viticultura não familiar.

Em 2014, a produção de uvas para vinho, suco e processamento foi de 673.422 Mg, correspondendo a 46,9% da produção nacional. O restante da produção (53,11%) foi destinado ao consumo "in natura". Em 2014 a produção de uvas no RS foi de 606.080 Mg, sendo que 89% do total foram uvas comuns e 11% uvas viníferas. Já a produção de vinho total foi de 234.637.437 de litros, com 14% oriundo de viníferas e 86% de uvas comuns (UVIBRA, 2015). As uvas destinadas à elaboração de sucos têm obtido forte crescimento nos últimos anos. Mello (2013) relata que a produção de vinhos, sucos e derivados do RS em 2012 foi de 579,31 milhões de litros, sendo que, em relação ao ano de 2011, o maior acréscimo ocorreu na produção de

suco de uva concentrado e no mosto de uva, com aumento de 27,3% e 20,8%, respectivamente.

1.3. Frutas de caroço

As frutas de caroço são representadas pelo pessegueiro, a ameixeira e a nectarina. Segundo IBGE (2011) o Brasil cultiva 18.092 ha com pessegueiro, distribuídos nos estados de MG, Espírito Santo (ES), Rio de Janeiro (RJ), SP, PR, RS e SC. O RS, principal produtor, é responsável por quase 73% da área cultivada (**Tabela 19**) e quase 63% da produção. Os estados com maiores produtividades são MG e SP. A ameixeira é cultivada em 2.657 ha, sendo 57% na região sul, 42% na sudeste e 1% nordeste. No Sul, 43, 38 e 19% da produção da região está localizada no RS, SC e PR, respectivamente. Já na região sudeste 62, 37 e 1% está localizada nos estados de SP, MG e ES, respectivamente.

Tabela 19. Área plantada, produção e produtividade da cultura do pessegueiro no Brasil e nos principais estados produtores.

UF	Área plantada		Produção		Produtividade (Mg ha ⁻¹)
	(ha)	(%)	(Mg)	(%)	
Brasil	18.092	100	217.706	100	12
ES	6	0,03	30	0,01	5
RJ	13	0,07	156	0,07	12
MG	893	4,94	20.139	9,25	23
SP	1.246	6,89	26.849	12,33	22
PR	1.284	7,10	11.706	5,38	9
SC	1.486	8,21	21.985	10,10	15
RS	13.164	72,76	136.841	62,86	10

Fonte: IBGE (2011).

A área territorial brasileira se concentra em um ambiente climático de baixa aptidão para as frutíferas de clima temperado. Mesmo assim, como relatado acima, essas culturas têm grande importância social e econômica, pois além de contribuir para a diminuição da importação de frutas, também são responsáveis pela geração de milhares de empregos e pela fixação do homem no campo nas pequenas propriedades rurais. Elas ajudam a diversificar a produção, permitindo ao produtor a obtenção de receitas durante quase todo o ano.

A comercialização da produção é uma das fases mais críticas da produção de frutas, necessitando de infraestrutura para armazenamento e prolongamento da vida de prateleira das frutas. O associativismo ou cooperativismo tem contribuído para minimizar os problemas relacionados com a comercialização. A união de pequenos produtores, por exemplo, em pequenas associações, mesmo não tendo grande volume de produção, conseguem se estruturar e adquirem câmaras frias, assim conseguem escalonar no tempo a comercialização, o que permite atingir os mercados mais exigentes.

2. Diferenças nas exigências nutricionais entre culturas anuais e frutíferas

Plantas anuais são aquelas que completam seu ciclo durante uma estação de crescimento e, por isso, há necessidade de fazer uma nova semeadura a cada ano. Algumas espécies, cujas sementes permanecem viáveis no solo durante anos não necessitam de semeadura anual, pois elas germinam tão logo as condições ambientais sejam favoráveis. Essas plantas têm altas taxa de absorção de nutrientes, por isso a sua disponibilidade deve ser alta no solo já que grande quantidade é absorvida num curto espaço de tempo; as suas raízes estão localizadas nas camadas mais superficiais explorando pequeno volume de solo para absorver água e nutrientes. As suas reservas em órgãos da planta são de pouca importância, mas isso não significa que essas plantas deixem de acumular quando existem em altos teores no solo, porém retornam ao solo quando elas pereçam, fazendo uma ciclagem que pode ser aproveitada no ciclo seguinte, mas absorvida do solo.

As frutíferas são plantas perenes, de porte arbóreo ou arbustivo, mas também têm um ciclo estacional vegetativo reprodutivo a cada ano. Absorvem nutrientes mais ativamente durante esse período, mas também o fazem gradualmente ao longo dos estágios de menor atividade fisiológica. Essas plantas possuem raízes fixadas em maiores profundidades, ocupando um maior área e volume de solo para absorção de água e nutrientes. Comparativamente às culturas anuais. A cada novo ciclo as raízes se renovam e se ramificam e se concentram nas camadas mais superficiais do solo. Se o solo é protegido por palha ou outro tipo de cobertura vegetal é possível a aplicação de fertilizantes na adubação de manutenção sobre a superfície sem incorporação, embora nessa prática não há certeza de resultados de curto prazo. Os nutrientes absorvidos são utilizados fisiologicamente no ciclo vegetativo reprodutivo, redistribuídos por toda a planta, inclusive caule, ramos, raízes, onde são armazenados e permanecem assim até a senescência das folhas. No reinício do processo vegetativo são redistribuídos para as brotações novas, enquanto a planta acumula energia para reiniciar a absorção do solo. Kliewer & Cook (1974), relatam que o nitrogênio (N) se acumula em partes perenes da videira, principalmente nas raízes, o que concorda com dados mais atuais gerados no Brasil por Brunetto et al. (2005; 2006).

Esse processo de acumulação e redistribuição constitui o ciclo interno de nutrientes nas culturas perenes. Esse fenômeno é muito estudado para o N. Na **Figura 73** é apresentado um esquema proposto por Millard e Grelet (2010), aqui adaptado para N, onde as

fontes externas de N, proveniente do solo suprem as necessidades das plantas. Já, as fontes internas são consequência do acumulado do ano anterior. As plantas absorvem o N que é usado nos diversos processos fisiológicos internos, ou armazenado; este pode ser redistribuído e/ou sequestrado, quando esse N acumulado não mais participa de processos fisiológicos. Então, durante o ciclo anual das plantas perenes o N utilizado para crescimento e desenvolvimento da planta é oriundo do “pool” externo e interno, que é levado para os pontos de crescimento por translocação e remobilização. Além disso, após o uso metabólico, o N ainda pode ser redistribuído para os órgãos de reservas ou perdido através das folhas e raízes senescentes ou ramos podados (MILLARD e GRELET, 2010). Então, esse processo de absorção, mobilização, ciclagem e armazenamento pode dificultar a interpretação de resultados analíticos do teor puro e simples presente na planta para avaliação de seu estado nutricional, porque isso não ocorre somente com o N, mas com a maioria dos nutrientes essenciais absorvidos do solo.

3. Principais critérios de predição da adubação em frutíferas

A predição da adubação para a maioria das espécies frutíferas temperadas cultivadas no Brasil é realizada com base no diagnóstico da fertilidade do solo e no estado nutricional das plantas, pelo enquadramento

dos resultados da análise de solo e/ou da análise de tecido, normalmente a folha completa, em faixas de disponibilidade, de acordo com a probabilidade de resposta das plantas à adição dos nutrientes. Esses critérios são estabelecidos a partir de resultados experimentais, com experimentos de longa duração, instalados em locais próximos das áreas de produção para isolar o efeito climático, procurando abranger ampla gama de tipos de solos para dar maior segurança na indicação de corretivos e fertilizantes.

Além da análise de solo e tecido, alguns sistemas de recomendação de adubação adotados em alguns estados ou regiões consideram outros critérios para a prescrição da adubação, como a produtividade esperada, os parâmetros de crescimento vegetativo, a relação entre os teores de nutrientes na planta, o comprimento ou o número de gemas de ramos do ano e até os resultados de análise químicas e sensoriais de frutos.

3.1. Análise de solo

A análise de solo mesmo usada isoladamente, tem sido uma forma eficiente na avaliação da disponibilidade de nutrientes que resultam na necessidade ou não da indicação de adubação. A interpretação desses resultados de análise informam a disponibilidade de cada nutriente no solo e o seu enquadramento na faixa de disponibilidade o que subsidia a recomendação técnica quanto à necessidade de aplicação de nutrientes e de corretivos da acidez, bem como a dose de determinado fertilizante (Brunetto et al., 2011).

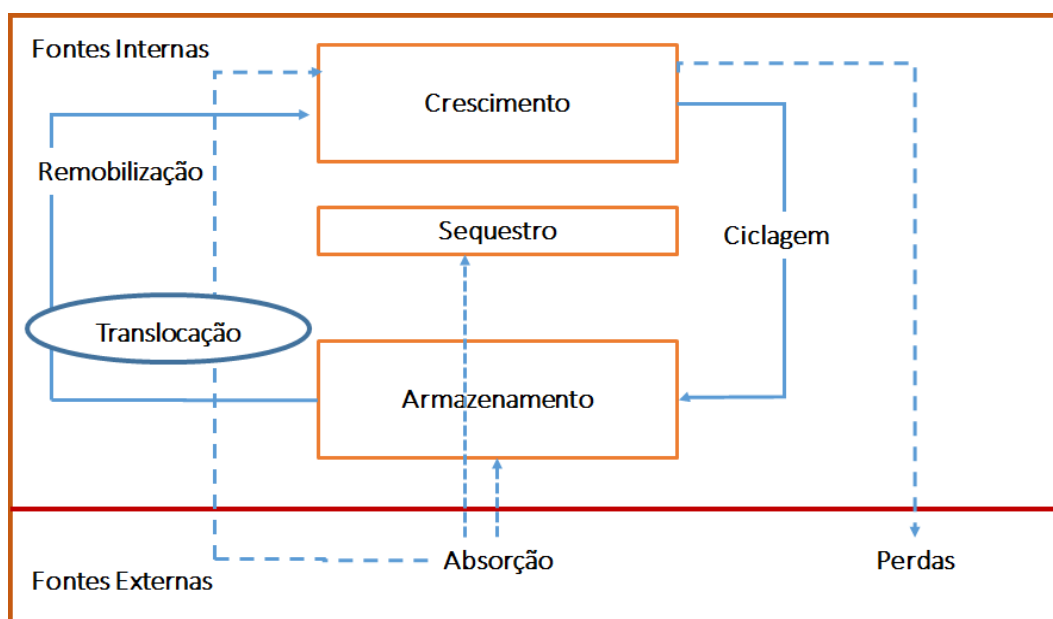


Figura 73. Representação esquemática da fonte de aquisição de N e ciclo interno de nutrientes em árvores. Troca entre fontes externas e internas na árvore são mostrados como linhas pontilhadas: para a absorção diretamente no local de armazenamento, sequestro ou usar no crescimento, reprodução ou outro metabolismo. Ciclagem interna de nutrientes, mostrada em linhas cheias, como remobilização sazonal dos nutrientes através de translocação para outros tecidos a serem usados para o crescimento, reprodução ou outro metabolismo. Fonte: Adaptado de Millard e Grelet (2010).

A primeira análise do solo deve ser realizada antes da instalação do pomar, visando conhecer os parâmetros relacionados à acidez do solo e os teores de nutrientes, para definir a necessidade de intervenção e enquadrá-los nos níveis de suficiência. Mas a análise do solo também é necessária durante a fase produtiva das plantas, anualmente ou até em intervalos de 3 a 5 anos, desde que o pomar apresente oscilações de produtividade, para monitorar os teores de nutrientes e corrigir possíveis desordens. No entanto, intervalo de coleta de solo e análise dependerá das recomendações estaduais ou regionais estabelecidas pelas Comissões de Química e Fertilidade do Solo, que geralmente coordenam a confecção dos boletins ou manuais dessa recomendação. No RS e SC, a CQFS-RS/SC (2004) estabelece a necessidade e dose de fertilizantes na fase produtiva de algumas frutíferas com base nos teores totais de nutrientes nas folhas completas ou partes delas, como pecíolos, e na expectativa de produção. Em algumas frutíferas também se considera o comprimento de ramos do ano. Por isso, os resultados da análise de solo na fase de produção são necessários como informação complementar.

Em área de implantação do pomar recomenda-se que a avaliação por análise do solo seja realizada com antecedência suficiente para permitir a intervenção na área para correção da acidez ou a realização da adubação corretiva. Isso geralmente indica que a amostragem do solos para a realização das análises deva ser feita três meses antes do transplante das mudas. Para isso, a área total deve ser subdividida em áreas homogêneas, principalmente quanto à textura e profundidade do solo, relevo e uso anterior. Em cada área homogênea devem ser coletadas aleatoriamente (zigue-zague), na camada de 0-20 cm, 10 a 20 subamostras. Essas subamostras vão compor a amostra a ser enviada ao laboratório e devem ser destorroadas e misturadas retirando-se em torno de 500g para o envio. Saliente-se que a presença de um torrão nessa mistura é um indicativo de que a amostra não é suficientemente homogênea e representativa da área em questão.

Em pomares já implantados e em produção, a amostragem de solo deve ser realizada na camada de 0-20 cm, após a colheita dos frutos. Se no ano anterior os fertilizantes foram distribuídos na linha de plantio, a amostragem deve ser feita somente nesse local. Se a distribuição dos fertilizantes foi realizada na área total (linha + entrelinha), a coleta das subamostras de solo deve ser realizada em toda a área, seguindo o procedimento da amostragem para implantação do pomar descrito anteriormente.

No transplante de mudas de videira em áreas de vinhedos erradicados, a amostragem do solo deve considerar os diferentes sistemas de produção, separando-se em áreas distintas. Assim, áreas de vinhedos destinados à produção de uvas de mesa, para suco e destinadas à elaboração de vinhos devem ser amostradas separadamente, pois, a produtividade é distinta e, conseqüentemente, a quantidade de nutrientes exportados também, o que aumenta a heterogeneidade do teor de nutrientes no solo. Em áreas declivosas como ocorre em algumas regiões da Serra Gaúcha do RS, o relevo pode ser sistematizado com a construção de terraços tipo patamar. A construção destes terraços causa mistura da camada superficial, com maior fertilidade, com camadas mais profundas, menos férteis. Nessas situações, a amostragem inicial do solo deve sempre ser realizada após a sistematização do terreno.

As principais ferramentas para amostragem do solo são a pá-de-corte, trado holandês, trado calador e trado de rosca. A coleta realizada com trado exige cuidado especial para não perder o solo da camada mais superficial, onde normalmente são observados os maiores teores de matéria orgânica e nutrientes. Por isso, em geral, se recomenda o uso da pá-de-corte para a coleta de solo. Para maiores e melhores informações consultar o Manual ou o Boletim que descreve esses procedimentos.

As subamostras coletadas devem destorroadas, misturadas e homogeneizadas, tomando-se aproximadamente 500 g de solo, evitando-se que esteja encharcado e, de preferência, que seja seco ao ar. Acondiciona-lo em saco plástico limpo e envia-lo para um laboratório de análise, preferencialmente vinculado a alguma Rede Oficial de Laboratórios de Análise do Solo, no caso do RS e SC, da Rede Oficial de Laboratórios de Análise do Solo (ROLAS) dos dois estados. Recomenda-se analisar os macronutrientes (Ca, Mg, P e K), micronutrientes (B, Cu e Zn), além do valor de pH em H₂O, Índice TSM (Tampão Santa Maria) e os teores de Al, matéria orgânica e argila, e calculados os valores de capacidade de troca de cátions (CTC), saturação por bases e por Al, como consta no boletim de resultados emitido pelos laboratórios.

Convém destacar que é raro na literatura científica brasileira artigos científicos com exigências de teores disponíveis de nutrientes no solo para frutíferas de um modo geral. Trabalhos de calibração entre os teores estimados pelos métodos de análise do solo com a produtividade ou rendimento relativo, ou mesmo com indicadores de qualidade do fruto, também são escassos, o que dificulta o estabelecimento de níveis de suficiência de nutrientes no solo. A falta dessas informações pode ser atribuída as dificuldades na amostragem,

como o número de subamostras a serem coletadas, à época de coleta ou ao espaço de amostragem. A questão do diagnóstico da disponibilidade de nutrientes e da adubação será tratada mais adiante.

3.2. Análise de tecido

A análise de tecido, geralmente a folha completa, por ser nesses órgãos que as plantas tem maior atividade bioquímica, permite avaliar o teor total de nutrientes, o que possibilitaria diagnosticar o estado nutricional de frutíferas. No entanto, como comentado anteriormente, as plantas tem a capacidade de armazenar nas organelas das células a quantidade de nutrientes que não utiliza fisiologicamente, formando uma reserva que poderá ou não ser utilizada mais tarde, dependendo da demanda bioquímica. Normalmente quando os teores no solo estão acima da necessidade da planta, resultando em alta produtividade, a acumulação foliar é maior e esse “plus” na avaliação do estado nutricional poderá ser interpretado como o teor necessário para atingir alta produtividade, o que não é real. Por isso, a interpretação isolada de seus resultados possui pouca validade, sendo o mais adequado interpretar os valores de forma associada aos resultados de nutrientes obtidos na análise de solo e a outros critérios, como a expectativa de produção, parâmetro de crescimento das plantas, como o comprimento de ramos, entre outros. Porém, essa avaliação pode servir para avaliar a situação dentro de um mesmo pomar que apresenta variações de produtividade e será um dos critérios para se saber se as diferenças observadas são realmente devido a fertilidade do solo.

O diagnóstico do estado nutricional deve ter como objetivos: diagnosticar problemas nutricionais que não se manifestam visualmente; identificar a causa de sintomas visuais observados no campo; verificar se determinado nutriente aplicado foi absorvido pela planta; caracterizar a causa específica de um problema nutricional e juntamente com a análise de solo, orientar um programa racional de adubação e correção do solo (CARMO et al., 2000). Por outro lado, o teor de nutrientes nas folhas completas não depende exclusivamente da sua disponibilidade no solo, pois reflete a taxa de absorção pelas raízes e do seu transporte e redistribuição nos diversos órgãos da planta (Brunetto et al., 2006). Na maioria dos casos, a quantidade de nutrientes do solo pode ser suficiente para suprir a demanda da planta, porém, há outros fatores que podem fazer com que um ou mais nutrientes não sejam absorvidos em quantidade suficiente, como a deficiência ou o excesso de água, como a compactação do solo ou

qualquer impedimento ao crescimento radicular, inclusive algumas propriedades do solo, como alumínio trocável alto ou deficiência de cálcio e magnésio. Além disso, e como já foi destacado, os nutrientes absorvidos pelas plantas são redistribuídos para órgãos que atuam como drenos, como os frutos, o que resulta em baixos teores nas folhas. Por exemplo, na cultura da videira, estudos realizados por Brunetto et al. (2007) e Brunetto et al. (2008c) alertaram sobre as limitações da análise foliar como ferramenta de diagnóstico do estado nutricional, e detectaram que o teor de N nas folhas de videiras aumentou com a aplicação de doses crescentes do nutriente no solo, porém isso não se refletiu em aumento na produtividade de uva. A falta de relação entre o teor foliar de nutriente e a produtividade pode ter origem na compartimentalização de parte do nutriente em organelas da célula. Isso ocorre quando o nutriente é absorvido em quantidade maior que a demanda fisiológica da planta e é armazenado no vacúolo, como ocorre também com P e K. Com isso, a concentração foliar supera o valor necessário para atendimento de suas funções metabólicas, contribuindo para a ocorrência de erros de interpretação da necessidade da cultura. Por isso, os modelos de predição de adubação baseados somente nos teores totais de nutrientes em tecido da planta devem ser interpretados com cuidado.

Quando a opção for realizar o diagnóstico nutricional de frutíferas usando a análise de folhas, estas devem ser coletadas seguindo as recomendações estabelecidas, normalmente, pelas Comissões de Química e Fertilidade do Solo de Estados ou regiões, ou por outra recomendação oficial para a frutífera. Em geral, estas recomendações estabelecem a melhor época do ano ou estágio fenológico de coleta das folhas; posição na planta e nos ramos onde as folhas devem ser coletadas e número de folhas por planta ou área. Por exemplo, na cultura da videira, a CQFS-RS/SC (2004) estabelece a coleta de folhas de videiras na mudança de cor das bagas, quando cerca de 50% atinge a cor final. A folha completa deve ser coletada na posição oposta ao primeiro cacho de um ramo frutífero. Caso a opção seja a coleta do pecíolo, ele deve ser retirado na mudança de cor da baga, em folhas recém-maduras de ramos frutíferos, ou seja, aquelas mais novas que já completaram o crescimento. Mas, convém destacar que a amostragem de folhas completas ou mesmo pecíolos exigem cuidados, como não coletar amostras durante 15 dias após a aplicação de fertilizantes foliares ou aplicação de fungicidas ou inseticidas na planta; não coletar amostras em frutíferas localizadas próximas a estradas, pois a deposição de partículas de solos sobre a superfície do limbo tende a ser maior, o que poderá superestimar o teor de nutrientes, especialmente, se as folhas

não forem lavadas depois da coleta; evitar a coleta de tecido em plantas com ataque de pragas e doenças, e coletar separadamente o tecido das plantas com e sem sintomatologia de deficiência ou toxidez nutricional.

As folhas depois de coletadas, independentemente da frutífera devem ser lavadas com água destilada ou, em algumas situações, com detergente neutro e enxaguadas com mais água destilada. Em seguida, devem ser secas ao ar ou imediatamente acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados e enviadas ao laboratório de análise de tecido. Caso não seja possível a lavagem das folhas a campo, aquelas folhas coletadas preferencialmente não devem conter deposição de resíduos de fungicidas ou partículas de solo. No laboratório, as folhas completas ou pecíolos são secos em estufa com circulação forçada de ar a 65°C, até matéria seca constante. Em seguida, o tecido é moído e submetido aos métodos de análise química, que iniciam pela abertura das amostras, com posterior análise de nutrientes por métodos que permitem determinar os teores de N, P, K, S, Ca, Mg e de micronutrientes, como Zn, Cu, Mn, Fe, B e Mo, por via úmida ou seca, por métodos descritos por Tedesco et al. (1995) ou Carmo et al. (2000).

Os resultados da análise das folhas referenciais, constantes nos laudos podem ser interpretados usando a **Tabela 20** para a cultura da videira nos estados do RS e SC. Isso remete à interpretação para definir as doses de nutriente a serem adicionados ao solo na forma de fertilizantes industrializados ou orgânicos (CQFS-RS/SC, 2004), mas não assegura que esses resultados representem o estado nutricional das plantas.

3.3. Análise de fruto

A análise de frutos em frutíferas temperadas, como as cultivadas nos estados do RS e SC, normalmente é um método pouco usado. Entretanto, em algumas espécies, como na macieira, a análise de fruto é usada para estimar o teor de macronutrientes e suas relações na polpa fresca dos frutos em pré-colheita. Com base nos resultados obtidos é possível inferir sobre o potencial de conservação do fruto em câmara fria, o que diminui as perdas de frutos provocadas por distúrbios fisiológicos, uma vez que o teor de alguns nutrientes, como o N, Ca, K, entre outros, apresentam relação com a ocorrência de distúrbios fisiológicos, como o "bitter pit", o "cork spot", a depressão lenticelar, entre outros. No entanto, o uso da análise de frutos em um maior número de frutíferas, especialmente naquelas em que os frutos são armazenados em câmara fria, para posterior comercialização "in natura" está condicionado à padronização do número de frutos que devem

compor uma amostra, à época de coleta dos frutos e ao diâmetro dos frutos amostrados (Ernani, 2003). Somado a isso, existe a necessidade de padronizar os protocolos de preparo de amostras no laboratório, como a lavagem dos frutos, local de amostragem no fruto, bem como as técnicas de análise. Feito isso, poderá ser possível estabelecer recomendações mais adequadas para as frutíferas temperadas que produzem frutos que podem ser armazenados e posteriormente comercializados "in natura".

3.4. Crescimento vegetativo

Alguns parâmetros de crescimento vegetativo, em especial, o comprimento de ramos do ano, têm sido usado como critério complementar para definição do estado nutricional e da necessidade do nutriente para ser aplicado em algumas frutíferas temperadas, como por exemplo, a macieira, o pessegueiro, a nectarina e a ameixeira (CQFS-RS/SC, 2004; Brunetto et al., 2011). Isoladamente, o comprimento dos ramos tem sido usado para diagnosticar o vigor das plantas e isso se associa à disponibilidade de nutrientes no solo, especialmente do N. O excesso de crescimento não é desejado porque pode causar menor incidência de raios solares no interior das frutíferas, reduzindo a atividade da fotossíntese e de enzimas que regulam a síntese de alguns compostos, como as antocianinas, diminuindo a cor vermelha dos frutos o que deprecia a sua qualidade. Exemplo de planta com excesso de vigor é apresentada na **Figura 74**, onde os cachos de uva (**Figura 74 a**) e os frutos de pessegueiro (**Figura 74 b**) não são visíveis por causa da maior área foliar, estimulada pelas doses e de N adicionadas acima das necessidades da planta.

3.5. Produtividade

A produtividade esperada de frutos tem sido usada como um dos critérios para definir a necessidade e a dose do fertilizante a ser aplicado em pomares de frutíferas temperadas, como por exemplo, na videira (CQFS-RS/SC, 2004). Entretanto, o uso isolado da produtividade esperada para definir a dose do nutriente a ser aplicado não é aconselhado, uma vez que este critério é muito empírico, porque não considera as reações químicas importantes que afetam a disponibilidade de nutrientes no solo. Além disso, eventos climáticos, como as geadas, as chuvas de granizo, os ventos, entre outros, bem como a incidência de doenças e o ataque de pragas, podem afetar negativamente a expectativa de produção.

Tabela 20. Interpretação dos teores de macronutrientes e micronutrientes em pecíolos e folhas completas de videira.

Material	Interpretação	Macronutrientes (%)					Rel. K/Mg	Micronutrientes (mg kg ⁻¹)			
		N	P	K	Ca	Mg		B	Fe	Mn	Zn
Pecíolos	Insuficiente	< 0,4	< 0,09	< 0,8	< 0,5	< 0,15	< 1	< 15	< 15	< 20	< 15
	Abaixo do normal	0,4-0,65	0,09-0,15	0,8-1,5	0,5-1,0	0,15-0,25	1-3	15-22	15-30	20-35	15-30
	Normal	0,66-0,95	0,16-0,25	1,51-2,5	1,01-2,0	0,26-0,50	4-7	23-60	31-150	36-900	31-50
	Acima do normal	0,96-1,25	0,26-0,40	2,51-3,5	2,01-3,0	0,51-0,70	8-10	61-100	151-300	901-1500	51-100
Folhas completas	Excessivo	> 1,25	> 0,40	> 3,5	> 3,0	> 0,70	> 10	> 100	> 300	> 1500	> 100
	Abaixo do normal	< 1,6	< 0,12	< 0,8	< 1,6	< 0,2	-	< 30	< 60	< 20	< 25
	Normal	1,6-2,4	0,12-0,40	0,8-1,6	1,6-2,4	0,2-0,6	-	30-65	60-180	20-300	25-60
	Acima do normal	> 2,4	> 0,4	> 1,6	> 2,4	> 0,6	-	> 65	> 180	> 300	> 60

Fonte: CQFS-RS/SC (2004).



Figura 74. Videiras (A) e pessegueiros (B) com excessivo vigor da parte aérea provocado pela aplicação de doses elevadas de fertilizante nitrogenado.

Mesmo assim, tanto em sistemas de recomendação para frutíferas temperadas, por exemplo, no RS e SC, bem como em outros tradicionais países produtores de frutas do mundo, o uso da produtividade esperada tem sido usado alicerçado no fato de que, se estimando a produtividade, aliada ao teor médio de nutriente no fruto, pode-se definir, mesmo que de maneira muito aproximada, a quantidade de nutriente exportada via fruto. Com isso, tem-se uma aproximação da quantidade de nutriente que deve ser adicionada no solo via adubação, princípio este considerado na elaboração da maioria das tabelas de recomendação de fertilizantes para a adubação de manutenção na maioria das frutíferas temperadas.

Convém relatar que alguns sistemas de recomendação de adubação já utilizam a produtividade obtida no ano ou safras anteriores, como critério principal ou auxiliar para definir a dose de fertilizantes a serem adicionados nos pomares.

4. Calagem e tipos de adubação em pomares

4.1. Calagem

A calagem é uma prática baseada na recomendação de calcário para solos ácidos e visa proporcionar um ambiente de crescimento radicular adequado, diminuindo a atividade de elementos potencialmente tóxicos para as plantas não adaptadas, como o alumínio e o manganês, além de favorecer a disponibilidade de elementos essenciais à nutrição de plantas pela elevação do pH. As doses recomendadas são aquelas necessárias à neutralização dessa acidez potencial na massa total de solo onde se quer ter crescimento radicular. No entanto, uma vez corrigida essa acidez potencial, o solo nunca mais será o mesmo e jamais numa escala centenária de anos a acidez potencial e, em especial, a saturação por alumínio retornará a seu status natural. Concomitantemente a acidificação do solo, nos casos avançados como se observam em regiões tropicais e subtropicais, os coloides inorgânicos do solo passam a ter alta capacidade de adsorver fósforo e sua disponibilidade também se torna desfavorável à obtenção de produtividades elevadas. Então, sempre que há referência à baixa fertilidade de solos ácidos, a presença de saturações por alumínio elevadas e baixa disponibilidade de fósforo têm sido apontadas como as maiores limitadoras da produtividade das plantas.

Há no Brasil duas formas de estabelecer as doses de calcário para a correção da acidez. No RS e SC se visa alcançar um pH considerado favorável para o crescimento de plantas, então nas recomendações da CQFS-RS/SC (2004) se pode escolher doses que permitam que o pH alcance entre 5,5 e 6,5, mas para a maioria das situações o pH escolhido é 6,0. Já em outros estados do Brasil a dose é definida pela necessidade de elevar a saturação por bases, considerando a CTC a pH 7, para

valores de 70%. Isso não representa uma divergência, pois solos com saturação por bases na ordem de 70% tem um pH próximo de 6,0.

A correção da acidez para áreas cultivadas com frutíferas temperadas objetiva elevar o valor de pH desejado na camada de 0-20 cm, por isso a dose recomendada é igual a constante no Boletim (CQFS-RS/SC, 2004). Nos casos onde o calcário for aplicado em camadas menores ou maiores a 0-20 cm, as doses podem ser corrigidas proporcionalmente (ERNANI, 2003), porém doses maiores para menores profundidades não afetam o rendimento e aumentam o efeito residual da calagem. Para as frutíferas temperadas pode se realizar a correção da acidez do solo até 30 ou 40 cm e também é necessário recalcular as doses à profundidade, mas essa prática é dependente da disponibilidade de equipamentos adequados para a mobilização do solo. A adição de calcário em camadas mais profundas é para estimular e emissão de raízes em maiores profundidades e, com isso, podem contribuir na absorção de nutrientes e água. Nem sempre o menor o valor de pH do solo indica que maior será a dose de calcário a ser aplicada, pois a dose depende da acidez potencial e não do caráter ácido do solo. Convém comentar, que atualmente nos laboratórios de análise de solo no RS e SC a estimativa da acidez potencial é realizada através do Tampão Santa Maria (TSM). O TSM funciona igual ao SMP, mas sem a presença na solução de *p*-nitrofenol e do cromato de potássio.

O calcário, preferencialmente, deve ser aplicado com antecedência da instalação do pomar, sobre a superfície do solo e incorporado, quando as doses são elevadas, maiores que 5 t ha⁻¹, pode ser dividido em duas ou mais vezes, seguido de gradagem e nova incorporação. Nessa situação o calcário pode ser aplicado sobre o solo e incorporado nos dias que antecedem o transplante das mudas (ERNANI, 2003).

Nos pomares em produção, quando diagnosticada a necessidade de aplicação de corretivo da acidez do solo ele pode ser adicionado sobre a superfície, mas o seu deslocamento no perfil é lento solo e se deve esperar pequena eficiência na correção da acidez, especialmente em profundidade. Isso ocorre porque a migração da frente de neutralização proporcionada por seus produtos da dissolução e dissociação é muito lenta no perfil do solo (Melo et al., 2006; Kaminski, et al., 2005). Deve se evitar a mobilização do solo com equipamentos, para evitar danos físicos às raízes. Com isso, se evita a incidência de doenças radiculares e a perda de reservas nas raízes, como carboidratos e N. Porém, se a acidez for elevada e estiver prejudicando a produtividade das plantas, o solo deverá ser mobilizado do

mesmo modo que o previsto para a implantação, evitando-se a mobilização muito próxima da planta, mas a dose pode ser aquela prevista pela análise do solo. Porém, a expectativa de produtividade do ciclo imediato a correção da acidez é menor

Recomenda-se a utilização de calcários dolomíticos porque são mais baratos e suprem a demanda das plantas por Ca e Mg e, por outro lado, nenhum desses nutrientes tem efeito prejudicial sobre as culturas mesmo excedendo os limites muito altos. Como relatado por Ernani (2003), mesmo para espécies exigentes em Ca, para evitar a incidência de distúrbios fisiológicos em frutos, como da macieira e pereira, não se recomenda a utilização de calcários calcíticos. Segundo o autor, a adição de cal hidratado, originado das câmaras de atmosfera controlada dos 'packing-houses', é uma boa alternativa para essas duas frutíferas, em suplemento ao calcário dolomítico. Isso diminuiria os custos da calagem e ao mesmo tempo utilizaria um subproduto do processo de armazenagem de frutos.

4.2. Adubação de correção (pré-plantio)

A adubação de correção, ou pré-plantio é uma prática de antecipação de adubação e é necessária para culturas que dificultam a mobilização do solo depois de implantadas, como o caso de frutíferas. Ela visa elevar a disponibilidade de nutrientes para um nível de suficiência bom, para então conduzir o pomar com adubações sazonais ou estacionais, de acordo com a exigência da espécie. Ela consiste na adição de fósforo e potássio de acordo com a classe de disponibilidade do solo, cujas quantidades necessárias constam nos Boletins ou Manuais de Adubação de cada Estado ou Região. Ela independe da cultura a ser implantada e está associada às condições de fertilidade da área escolhida para o pomar. Deve ser realizada antes do plantio dos porta-enxertos ou das mudas e os procedimentos são similares aos previstos para a calagem. Assim, doses de fertilizantes fosfatados e potássicos devem ser distribuídos sobre a superfície do solo e incorporados até a camada de 0-20 cm. Caso a opção seja a aplicação em camadas mais profundas, exemplo, até 30 ou 40 cm, a dose dos fertilizantes deve ser proporcionalmente corrigida. Por isso, a adubação corretiva pode ser realizada simultaneamente a calagem.

Não se recomenda aplicar N na adubação de correção, porque, os porta-enxertos ou as mudas possuem um pequeno volume de raízes explorando o solo e grande parte do N assim aplicado pode ser rapidamente perdido por lixiviação, especialmente, em solos com textura superficial arenosa, como os Argissolos (LORENSINI et al., 2014).

Na adubação de correção, em culturas exigentes, micronutrientes, como o Zn e o B podem ser adicionados no solo e incorporados na mesma operação de incorporação dos fertilizantes fosfatados e potássicos. A aplicação de B é uma prática algumas vezes realizada em solos a serem cultivados com videira e macieira (MELO, 2003). Além disso, o Zn também é adicionado em solos a serem cultivados com macieira (ERNANI, 2003).

4.3. Adubação de crescimento

A adubação de crescimento visa promover o vigor da planta, estimulando o crescimento das raízes e da parte aérea das frutíferas. Ela é realizada após o estabelecimento do pomar, durante o crescimento das plantas, antes que as plantas iniciem a produção de frutos, o que dependerá da espécie, mas deve durar de 2 a 4 anos.

O N é o único nutriente recomendado na adubação de crescimento. Porém, se visualmente as plantas apresentarem sintomatologia de deficiência, outros nutrientes também podem ser aplicados ao solo, mas isso só ocorrerá se não foi feita adubação de correção. Pode-se usar fertilizantes minerais e orgânicos, que devem ser aplicados na linha ou projeção da copa das plantas, sobre a superfície do solo e sem incorporação, para evitar danos físicos às raízes das frutíferas, ou antes da capina se for mecânica. Fontes de N mineral, como a ureia, devem ter sua aplicação parcelada em duas ou mais vezes, o que aumenta o seu aproveitamento e minimiza as perdas.

4.4. Adubação de manutenção (produção)

A adubação de manutenção ou produção é assim denominada porque visa manter a fertilidade do solo e repor os nutrientes exportados pela colheita dos frutos, por isso é realizada depois do início da produção de frutos. Os nutrientes aplicados no solo normalmente são o P, K e N, mas pode se incluir alguns micronutrientes para as espécies exigentes ou se a recomendação de adubação assim o prever.

A definição de doses de fertilizantes é regida pelos sistemas de recomendação regionais ou estaduais de acordo com a espécie de plantas e/ou com o resultado da análise do solo ou da planta. A predição apenas com base na exportação de nutrientes pelos frutos da safra anterior e baseado na expectativa de produtividade não é aconselhada, pois se desconsidera reações químicas em solos que afetam a disponibilidade de nutrientes (ERNANI, 2003), principalmente nos primeiros anos do estabelecimento do pomar. Por isso, em alguns

sistemas de recomendação de adubação para frutíferas (CQFS-RS/SC, 2004), a dose é definida com base não só na expectativa de produtividade ou produção do ano anterior, mas auxiliada pelo teor total de nutriente da folha e parâmetros de crescimento, como o comprimento de ramos.

Os fertilizantes na adubação de manutenção devem ser aplicados sobre a superfície do solo da projeção da copa das plantas, na linha de plantio ou em toda a área do pomar, sem incorporação, para evitar danos às raízes. O local da aplicação (projeção, linha de plantio ou área total) é dependente da idade das plantas. Plantas mais jovens e em início da produção possuem raízes mais localizadas na projeção da copa ou próximas a linha de plantio e, por isso, se espera maior eficiência de absorção de nutrientes quando os fertilizantes forem adicionados nestes dois locais. Por outro lado, plantas adultas, em produção, possuem raízes distribuídas nas linhas e entrelinhas de plantio. Assim, os fertilizantes podem ser aplicados nas linhas e inclusive nas entrelinhas, mas preferencialmente em menores doses.

Na adubação de manutenção podem ser utilizados fertilizantes simples, formulados ou orgânicos. Também, em alguns casos pode ser realizada adubações foliares, tema que será abordado a seguir.

Alguns trabalhos relatam que a adição de resíduos orgânicos, como o composto orgânico, pode promover maior crescimento de frutíferas em comparação a fertilizantes minerais. Muito provavelmente isso possa estar associado à liberação mais lenta de N, P, K e de micronutrientes, o que aumenta o sincronismo com a absorção das plantas, sem considerar que esses materiais também são condicionadores de solo na retenção da umidade, no aumento da porosidade e fornecedores de energia para atividade microbológicas dos solos.

4.5. Adubação foliar

Para o fornecimento dos nutrientes de maior exigência pelas frutíferas em geral, inclusive aquelas de clima temperado, faz-se necessário, em função das doses e dos custos envolvidos, que seja priorizada a aplicação via solo, onde as raízes além de constituírem órgãos de apoio mecânico, absorvem água e nutrientes. No entanto, em agudas deficiências de nutrientes, em especial, para aqueles que são menos exigidos, ou, em condições adversas de mobilidade do nutriente na planta e, ou absorção via raízes, às vezes é necessário recorrer à adubação foliar.

As folhas, órgãos fotossintéticos, podem absorver elementos dissolvidos e a ela fornecidos. Essa capaci-

dade originou a prática da adubação foliar, em que soluções de um ou mais nutrientes são aspergidas sobre a parte aérea das plantas, atingindo principalmente as folhas (VOLKWEISS, 1991), para correção ou prevenção de deficiências nutricionais.

A aplicação e deposição de nutriente(s) no tecido foliar não implica necessariamente que o mesmo esteja ativo em termos fisiológicos. A eficiência da absorção e transporte do(s) nutriente(s) aplicado via adubação foliar depende de inúmeros fatores que atuam isoladamente ou em combinação, que estão relacionados com a morfologia e fisiologia da planta, as características da solução aplicada e o ambiente externo.

Como apresentado por Malavolta (2006), a penetração dos nutrientes depositados na superfície foliar não ocorre em toda a superfície cuticular. Isso se concentra em áreas puntiformes cuja localização coincide com os ectodermas, ou seja, filamentos protoplasmáticos que penetram a parede celular em contato com a cutícula. A absorção é maior quando a solução é aplicada na face abaxial (inferior) da folha, pois a cutícula é mais delgada e as cavidades estomáticas (desde que não estejam ocupadas por gases), aumentam a superfície de contato com a solução.

Após o contato dos nutrientes com a superfície foliar a absorção ocorrerá em três etapas: (1) atravessar a cutícula e as paredes das células epidérmicas por difusão; (2) chegada à superfície externa do plasmalema; (3) passagem através da membrana citoplasmática e entram no citoplasma e no vacúolo depois de atravessar o tonoplasto (MALAVOLTA, 2006). Dependendo do elemento, poderá haver retenção cuticular a exemplo do Ca como verificou Chamel (1988) após aplicação foliar de Ca em folhas de pereira.

Salienta-se, que os constituintes das membranas (fosfolipídios, sulfolipídios e proteínas), contém grupos com carga elétrica e os íons interagem com estes grupos, assim quanto maior a valência, maior será o raio do íon hidratado, o que dificultará a passagem do íon pela membrana. Ou seja, a absorção decresce na ordem: moléculas sem carga > cátion⁺, ânion⁻ > cátion²⁺, ânion²⁻ > cátion³⁺, ânion³⁻. Com relação ao íon acompanhante, em se tratando de micronutrientes (catiônicos), a absorção mais rápida é dada ao nutriente (M) acompanhado do MNO_3 ou MCl e a mais lenta ao MSO_4 .

O caminhamento do soluto da epiderme para o interior da folha até atingir o sistema de vasos condutores (xilema e/ou floema) se faz vias apoplasto (conjunto de paredes celulares e espaços entre as células) e simplasto (constituído pelo continuum citoplasmático devido às comunicações entre uma célula e outra). Sendo que a velocidade de absorção pelas folhas é depen-

dente do elemento, da concentração da solução aplicada, das condições ambientais e da espécie. Por exemplo, em macieiras o tempo necessário para que haja absorção pela folha de 50% da quantidade aplicada de N e P foi, em média de 1,5 horas e 9 dias, respectivamente (Malavolta, 2006).

Em plantas de kiwizeiro, Tagliavini et al. (1995) constataram pH elevado nas folhas, e que este induzia o aparecimento da deficiência de Fe. Porém a aplicação de ácido cítrico na folha foi suficiente para elevar o teor de clorofila e Fe ativo. Confirmando este fato, Haleem et al. (1995) observaram que o teor de Fe presente nas folhas não refletia adequadamente o parâmetro na avaliação da deficiência deste nutriente.

Uma vez absorvido poderá ocorrer a redistribuição deste elemento. A maior ou menor mobilidade do elemento apresenta consequências práticas no fornecimento. Elementos que apresentam mobilidade restrita exigem aplicações foliares constantes, para correção de suas deficiências e podem ser economicamente mais viáveis quando aplicados via solo.

Quando a mobilidade do nutriente na planta, segundo Welch (1999), didaticamente podemos adotar como móveis os nutrientes: N, P, K, Mg, S e Cl; como variáveis: Fe, Zn, Cu, Mo, Ni e Co; e como condicionais: Ca, B e Mn. A classificação de mobilidade “variável” e “condicional” é apresentada visto que há espécie de plantas, e mesmo o estado nutricional interno destas, que podem alterar a dinâmica de redistribuição. Rodrigues et al. (2005) em espécies de Pomáceas, observaram que a presença do açúcar sorbitol, pode estar associado à capacidade destas plantas em absorver o B via foliar e translocá-lo dentro da planta. Hu e Brown (1997), em plantas de macieiras, verificaram que ocorre a translocação de B em quantidades significativas na forma de um complexo orgânico (B-itóis) móvel na seiva do floema.

Em mudas de pessegueiros Souza et al. (2012), observaram que, apesar de pequena, houve mobilidade do B aplicado via foliar das folhas velhas para as folhas novas, sendo que, do teor total de B aplicado via foliar, em média, 6,5% é encontrado nas folhas novas aos 30 dias e 1,7% aos 60 dias após a aplicação. Os autores ainda concluíram que a adubação com B via solo proporciona maior teor total do nutriente na folha nova em comparação à adubação via foliar. Este último resultado corrobora com os dados obtidos por Quaggio et al. (2003) que concluíram que a adubação boratada no solo é mais eficiente do que a aplicação via foliar em laranjeira Pêra. Sartori et al. (2008) também observaram que a contribuição da adubação foliar ao teor de Zn dos órgãos novos da laranjeira ‘Valência’, nascidos após a

aplicação, foi comparativamente menor que a contribuição da adubação aplicada no solo, que teve também um efeito residual constatado até o segundo fluxo de crescimento.

Em área de cultivo comercial de pessegueiro cultivar Maciel, Gazolla Neto et al. (2007) ao avaliarem quatro diferentes tratamentos de adubação foliar, concluíram que estes não influenciaram a produtividade e a qualidade (podridão, firmeza da polpa, coloração, matéria fresca e seca) dos frutos. Os autores, atribuem à reserva de nutrientes na planta e/ou as quantidades de nutrientes fornecido, via solo, o adequado suprimento nutricional, e por isso a ausência de resposta no emprego da adubação foliar.

Canesin e Buzetti (2007), ao avaliarem o efeito de dez tratamentos de adubação foliar, com B e Zn em Pereira-Japonesa e Pinha, cultivadas em solo com teores considerados médios e altos para estes elementos, concluíram que os tratamentos não influenciaram o número e a massa média das frutas, bem como a produção e os teores de sólidos solúveis totais (SST) e a acidez total titulável dos frutos de ambas as culturas.

Utilizando a técnica isotópica, Boaretto et al. (2002; 2003; 2004) verificaram que o B, Mn e Zn aplicados via foliar, em plantas de citros, aumentaram os teores nas folhas que receberam a solução, mas as demais não tiveram o nível elevado. Os autores relataram que menos de 10% das quantidades Zn e Mn que são depositadas na superfície das folhas de laranjeira são absorvidas. Menos de 1% das quantidades do Zn e do Mn depositadas nas folhas são transportadas as partes da laranjeira que crescem após a adubação foliar e são insuficientes para alterar significativamente os teores foliares destes micronutrientes nestas partes. Para o B total depositado nas folhas, 25% foi absorvido, sendo do total depositado somente 1,4% translocado para as brotações novas.

Brunetto et al. (2005), também empregando a técnica isotópica, observaram que em três genótipos de videiras viníferas a aplicação do N via foliar antes da senescência das folhas, não constitui uma prática eficiente, pois proporciona baixa absorção do elemento. Os autores concluíram ainda que a maior contribuição de N para a rebrota provém das raízes. Brunetto et al. (2008a) complementam ao afirmarem que as aplicações foliares de N promovem aumento no teor de N na folha inteira, apenas por curtos períodos de tempo após a aplicação e podem causar diminuição nos teores de

amido e carboidratos solúveis totais nas gemas dos ramos do ano, e não afetam os teores de carboidratos redutores e os totais de aminoácidos e proteínas.

Contudo, em algumas situações, devido à baixa transpiração dos frutos, a absorção radicular pode não ser suficiente para suprir esses drenos. Por isso, aplicações localizadas têm sido recomendadas em manuais oficiais, a exemplo do Ca em maçã, para minimizar a indução de "*russetting*"³ (CQFS-RS/SC, 2004), e também em frutos de tomateiro (MELO et al., 2014), para prevenir podridão apical.

No entanto, para o controle de "*bitter pit*"⁴, em maçãs, Katsurayama et al. (2011) ao avaliarem aplicações foliares de Ca de diversas fontes durante três safras agrícolas, concluíram que as fontes do nutriente testadas pouco afetaram o teor dele no fruto e, portanto, possuem pouca eficiência de seu controle. Isso corrobora com as observações de Brunetto et al. (2008b), que ao avaliarem a aplicação foliar de duas fontes de Ca sobre o ciclo produtivo de pessegueiros na Serra Gaúcha do RS observaram aumento do teor deste nutriente na folha, contudo sem interferência deste no teor do fruto e na produção.

No que tange a avaliação do estado nutricional, que geralmente em frutíferas é realizada pela diagnose foliar na floração ou no início do desenvolvimento dos frutos, se houver anteriormente a esta, a prática da adubação foliar, os teores observados na análise química poderão não refletir o real estado nutricional das plantas, haja vista, o exemplo já citado do Ca retido na cutícula em pereira (CHAMEL, 1986) e do Fe em quiveiro (TAGLIAVINI et al., 1995; HALEEM et al., 1995); bem como o trabalho de Rozane et al. (2015), que observaram que pulverizações de fungicidas cúpricos, interferem no balanço do estado nutricional de plantas cítricas.

Peryea (2005), observou que o uso da lavagem das folhas de macieira submetidas à aplicação de fertilizantes com Zn diminuiu a concentração do nutriente foliar comparado às amostras não lavadas. Por outro lado, Gallaher (1995) ao avaliarem a eficiência da lavagem de folhas de laranjeiras, submetidas à aplicação de sulfato de Zn verificaram que apesar de ter ocorrido a diminuição do teor de Zn foliar comparado às amostras não lavadas, o nutriente ainda apresentou-se estatisticamente superior ao tratamento testemunha (sem a aplicação de sulfato de Zn). Conforme observações feitas por Fontes (2001), contaminantes na amostra podem

³ "*Russetting*" é um distúrbio fisiológico da maçã que se caracteriza por apresentar a película rugosa e áspera.

⁴ "*Bitter pit*" é um distúrbio fisiológico que ocorre em maçãs, sendo caracterizado por uma pequena depressão na superfície da casca, a área lesionada possui coloração escura, acima das áreas de tecido necrosado da polpa.

ser fonte significativa de erros na análise química, principalmente de micronutrientes, devendo ser eliminados dos tecidos.

Convém ressaltar que algumas plantas possuem certa tolerância a níveis elevados de determinados nutrientes, como ocorre com o Mn em caramboleiras (HERNANDES et al., 2011) e o Zn em milho (STOREY, 2007). Desta forma a prática da adubação foliar com estes nutrientes, em especial nestas culturas, poderá superestimar os teores, pois mesmo que os resíduos sejam totalmente ou parcialmente lavados da superfície foliar, há plantas que podem acumular nutrientes nos vacúolos, permanecendo uma concentração baixa no citoplasma (STOREY, 2007; HERNANDES et al., 2011). No entanto, a determinação química de análise foliar determina o teor total do elemento na folha, computando a fração metabólica e não metabólica do nutriente, ou pouco solúveis, na forma de precipitados e, portanto, não ativo à planta.

Assim, se a prática da adubação foliar e/ou a utilização de defensivos que contenham em sua composição nutrientes a serem avaliados no balanço nutricional, for indicada anteriormente à avaliação do estado nutricional, se ressalta que deverá haver cautela na interpretação e avaliação de seus resultados.

5. Plantas de cobertura do solo em pomares

A diversidade de espécies de plantas de cobertura é grande para uso em pomares. Independentemente da espécie, gramíneas, leguminosas, a mistura delas ou mesmo a vegetação espontânea, o importante é que essas plantas protejam a superfície do solo contra o impacto da gota de chuva e a erosão, e promovam a ciclagem de nutrientes.

Antes de definir quais espécies se adaptam melhor às condições do pomar e às demandas do fruticultor, algumas características importantes das plantas precisam ser abordadas. Existem dois principais grupos que predominam: as leguminosas e as gramíneas.

As leguminosas apresentam como principal característica o elevado teor de N no tecido, resultando numa baixa relação C/N. Essa característica faz com que sua decomposição e liberação de nutrientes ocorram rapidamente após seu manejo, diminuindo o sincronismo entre a liberação e absorção do nutriente pela frutífera, o que estimula as perdas de nutrientes, principalmente, aqueles que possuem baixa energia de adsorção na fração coloidal do solo, como o N-NO₃ (FERREIRA et al., 2014). Além disso, uma rápida decomposição significa diminuição na cobertura do solo deixando-o exposto. A ervilhaca comum (*Vicia sativa* L.) é uma leguminosa normalmente introduzida solteira ou

consorciada com gramíneas em pomares na região Sul (Figura 75 a). Existem algumas leguminosas perenes que também podem ser utilizadas, dentre elas destacam-se o trevo branco (*Trifolium repens* L.) e trevo vermelho (*Trifolium pratense* L.).

Gramíneas apresentam maior relação C/N e a decomposição dos resíduos sobre o solo é mais lenta. Assim, se por um lado a liberação de nutrientes será mais lenta, por outro, a permanência dos resíduos na superfície do solo por mais tempo aumenta a sua proteção. Exemplos de espécies gramíneas anuais que se adaptam muito bem em pomares de diversas regiões da região Sul do Brasil são as seguintes: aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.), aveia branca (*Avena sativa* L.), azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) e o centeio (*Secale cereale* L.) (Figura 75 b). Outras gramíneas de ciclo perene também podem ser usadas, como por exemplo, as espécies de gramas do gênero *Cynodon* e capins do gênero *Paspalum*.

O plantio consorciado entre espécies de plantas de cobertura leguminosas e gramíneas é uma boa estratégia para melhorar o aproveitamento dos nutrientes pelas frutíferas. No consórcio, a relação C/N será intermediária àquela observada no tecido das plantas cultivadas isoladamente e a decomposição e liberação de nutrientes será de forma gradual, aumentando o aproveitamento dos nutrientes pelas frutíferas. O consórcio de ervilhaca com aveia preta ou branca e plantas espontâneas é uma prática comum em pomares da região Sul do Brasil (Figura 75 c, d).

5.1. Implantação de plantas de cobertura

A semeadura é uma etapa muito importante para o sucesso do estabelecimento das plantas de cobertura do solo em pomares. A melhor forma para obter uma boa população de plantas é através da ressemeadura natural. Para isso, é necessário que as plantas de cobertura do ano anterior completem o ciclo e as sementes permaneçam no solo para que no ano seguinte, as mesmas possam germinar e emergir, assim que as condições de clima e solo permitirem. Com isso, é possível eliminar etapas mecanizadas de implantação e necessidade de aquisição de sementes.

Quando é necessário realizar a semeadura, a primeira etapa é adquirir sementes de boa qualidade que possuem bom poder germinativo. Para distribuir as sementes no solo, o fruticultor precisa escolher a forma mais prática e disponível para execução, mas sempre cuidando para condicionar um bom contato das sementes com o solo, pois é um fator importante e que vai determinar a boa germinação.



Figura 75. Cultivo de ervilhaca solteira em vinhedo (A); de azevém solteiro em pomar de pessegueiro (B) e de ervilhaca consorciada com aveia em vinhedo (C) e em pomar de pessegueiro (D).

A semeadura em linha utilizando semeadoras apropriadas ou a semeadura a lanço e posterior incorporação com grade de discos pode ser uma alternativa adotada. Porém, existe o risco desses equipamentos cortarem as raízes das frutíferas do pomar, potencializando a incidência de doenças. Outra prática mais recomendada para a implantação das plantas de cobertura no outono-inverno é a realização da semeadura a lanço e posterior roçada das espécies de plantas de cobertura existentes na área, de modo que os resíduos culturais destas faça o recobrimento das sementes. Para isso, é importante que as plantas espontâneas, crescidas no período de verão, permaneçam a uma altura adequada, sem prejuízos para o fruticultor realizar os tratos culturais do pomar, mas que possibilite uma produção de resíduos capaz de atender o objetivo proposto. Nesta forma de semeadura (sementes a lanço e roçada da vegetação espontânea), se recomenda adicionar 50% a mais de sementes do que a dose utilizada para cultivos em áreas de lavouras anuais, em que a semeadura é realizada com incorporação. Esse aumento da dose de sementes se deve ao fato que parte delas podem ficar sobre os resíduos culturais, diminuindo o contato semente-solo.

5.2. Benefícios das plantas de cobertura em pomares

Espécies de plantas de cobertura do solo proporcionam benefícios nas características químicas, físicas e biológicas de solos. Ferreira et al. (2000) mencionam, de forma sucinta, algumas das funções das espécies de plantas de cobertura: a) protegem o solo das chuvas de elevada intensidade, evitando a desagregação do solo e o selamento superficial; b) facilitam a infiltração da água no solo pela redução da velocidade de escoamento da enxurrada e a formação de canais após a decomposição das raízes; c) permitem a manutenção e até elevação do teor de matéria orgânica do solo pelo aporte contínuo de material vegetal; d) melhoram a estrutura do solo em função da massa de raízes produzidas e das substâncias orgânicas por elas liberadas, resultando num processo de cimentação, aumentando o tamanho dos agregados do solo; e) aportam N a partir do uso de leguminosas, possibilitando a redução do uso deste nutriente na cultura em sucessão; f) ciclam nutrientes através do sistema radicular profundo de algumas espécies de cobertura; g) fornecem substratos para a população microbiana do solo, considerados como os principais agentes na formação e estabilização dos agregados.

Além dos benefícios acima mencionados é importante destacar, de forma específica, as vantagens das plantas de cobertura em solos de pomares. As frutíferas, como macieiras, videiras, kiwizeiros, pessegueiros, ameixeiras, entre outras, passam uma parte do ano (outono-inverno) em dormência, quando a demanda por nutrientes é baixa ou quase nula. Neste período, os nutrientes que estão disponíveis na solução do solo, principalmente o N-NO₃, poderão ser perdidos por lixiviação, caso não existam outras plantas cultivadas ou até mesmo espécies espontâneas que poderão absorver os nutrientes disponíveis no solo.

Além disso, as plantas de cobertura do solo, como as leguminosas, poderão fixar N atmosférico, incorporando-o no sistema. Após a senescência das plantas, naturalmente ou pelo manejo, os nutrientes acumulados no tecido serão mineralizados gradualmente ao solo, podendo ser parte absorvido pelas frutíferas, especialmente, em períodos de maior demanda por nutrientes, como na brotação e florescimento.

A produção de matéria seca (MS) de plantas de cobertura cultivadas em pomares geralmente é menor, comparativamente aquelas cultivadas em áreas que antecedem às culturas anuais (por exemplo, o milho), em sistema de plantio direto. Mesmo assim, a produção nos pomares pode ser considerada satisfatória, como observado em pomar de macieira no município de Vacaria (RS), em que a aveia preta produziu o equivalente a 2,7 Mg ha⁻¹ e o azevém mais de 4,0 Mg ha⁻¹ (PELIZZA et al. 2009).

Em vinhedos da Serra Gaúcha do RS, a produção de aveia preta variou de 2,6 a 6,0 Mg ha⁻¹ de MS (ROSA et al., 2009). Considerando a concentração média no tecido de 1,14; 0,28; 2,11; 0,77 e 0,26% de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente, a aveia preta acumulou 57, 14, 106, 39 e 13 kg ha⁻¹ dos respectivos nutrientes, considerando uma produção de 5,0 Mg ha⁻¹ de MS. Também em vinhedos, mas na região da Campanha Gaúcha do RS, durante o período de inverno, a produção de MS de aveia preta, ervilhaca e o consórcio dessas plantas variou de 2,46 a 3,14 Mg ha⁻¹. As quantidades de nutrientes acumulados pelas respectivas plantas de cobertura podem ser observadas na **Tabela 21**.

5.3. Manejo de plantas de cobertura

O manejo de plantas de cobertura compreende a maneira que a matéria verde das espécies é processada, visando fornecer os melhores benefícios ao sistema de produção. Por exemplo, podemos citar o manejo através de roçadas, dessecação, rolagem e/ou até mesmo deixar as plantas completar seu ciclo, chegando à se-

nescência naturalmente. É expressamente proibido realizar o manejo das plantas através do seu revolvimento e incorporação ao solo, especialmente, em pomares nas condições edafoclimáticas da região Sul do Brasil. Esta operação deixa o solo mais susceptível à erosão, principalmente nas áreas declivosas e em solos com textura arenosa, além de causar dano mecânico às raízes das frutíferas.

Tabela 21. Produção de massa seca (Mg ha⁻¹) da parte aérea e quantidade de nutrientes acumulados (kg ha⁻¹) pelas espécies de plantas de cobertura cultivadas em vinhedo na Campanha Gaúcha do RS (safra 2014/15).

Plantas de cobertura	Massa seca	N	P	K	Ca	Mg
Aveia preta	2,46	25	7,0	42	11,6	5,1
Ervilhaca	2,94	92	8,4	67	10,0	4,8
Aveia + ervilhaca	3,14	51	7,5	61	22,4	8,3

Fonte: Embrapa Uva e Vinho, 2015.

5.4. Manejo de plantas de cobertura em pomares em crescimento

Da implantação dos pomares, até o terceiro ano, é necessário manter o solo sem cobertura vegetal em um raio de 80 cm das frutíferas. A retirada da vegetação pode ser com capina ou dessecação. Neste período, as plantas de cobertura situadas próximas à frutífera poderão competir por água e nutrientes.

Se por um lado essa competição inicial é problema, pois diminui o vigor da frutífera e talvez retarde em um ano o início da produção, por outro, o menor vigor demandará menos mão de obra para realizar os tratamentos culturais como o desbaste de ramos e poda.

Nas entrelinhas das frutíferas deve ser seguido o mesmo procedimento de manejo a ser descrito em seguida para os pomares em produção.

5.5. Manejo de plantas de cobertura em pomares em produção

Após o terceiro ano da implantação, quando as frutíferas já estiverem formadas, se aproximando da produção, a competição por nutrientes é nula. Pode existir competição por água apenas se não ocorrer precipitações por um período prolongado. Nesta situação, é recomendado fazer o manejo das plantas de cobertura com dessecação ou capinas nas linhas das frutíferas durante o período de estiagem.

Nas entrelinhas das frutíferas, as plantas de cobertura de porte baixo a médio podem ser deixadas até sua maturação e senescência, possibilitando a ressemeadura natural no ano seguinte (isso vale para as plantas

implantadas – aveia, azevém, ervilhaca). O manejo com roçadas ou rolagem se torna necessário se as plantas de cobertura estiverem interferindo no acesso do fruticultor ao pomar para realizar os tratamentos culturais. Aquelas plantas espontâneas de maior porte, tipo arbustivas, por exemplo, o mata-campo (*Vernonia grandiflora*), capim-elefante (*Pennisetum purpureum*), precisam ser arrancadas, pois sua presença além de interferir na frutífera, estará prejudicando o crescimento das plantas de cobertura (nativas ou introduzidas) de porte baixo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As frutíferas, entre elas, aquelas de clima temperado, possuem particularidades e exigências nutricionais diferentes das culturas anuais. Isso, sempre que possível, é considerado na recomendação de calagem e tipos de adubação em pomares, onde os critérios de predição normalmente usados para definir a necessidade e dose de fertilizantes é a análise de solo, a análise de tecido, a expectativa e destino (indústria ou *in natura*) da produção, os parâmetros de crescimento, como de ramos do ano e, em alguns casos, a análise de flores e frutos.

As adubações das frutíferas têm o objetivo de elevar a fertilidade do solo a níveis considerados adequados para as culturas e também repor os nutrientes que são exportados pelos frutos, assim deve-se adubar o solo e não a planta. No entanto, frequentemente são observadas áreas dentro do pomar em que as plantas não têm o crescimento adequado, sendo aconselhável o uso de fertilizantes foliares como um complemento à adubação do solo e com o objetivo específico corrigir de imediato a provável carência nutricional. A adubação foliar nunca deve ser usada como um programa de permanente de adubação, porque em geral, possui pouco impacto sobre a produtividade. Em alguns casos e espécies, ela afeta positivamente parâmetros qualitativos de frutos.

As plantas de cobertura são de fundamental importância para o meio ambiente da atividade frutícola. Sempre é necessário o uso de espécies de plantas de cobertura do solo, que coabitam linhas e/ou entrelinhas de pomares, pois são inúmeros os seus benefícios, como, de forma destacada, a ciclagem de nutrientes e o controle da erosão de solo, especialmente naqueles pomares localizados em relevos com declividade acentuada e os solos arenosos.

Com a adoção de corretas práticas de manejo em pomares, entre elas, calagem, adubações e manejo de espécies de plantas de cobertura do solo, se espera a obtenção de produtividades satisfatórias e frutos e seus

subprodutos com qualidade exigida pelo mercado consumidor e/ou indústria. Com isso, a sustentabilidade financeira (lucratividade) da atividade poderá ser maior para os fruticultores e os impactos negativos no ambiente, como as perdas de nutrientes, serão menores.

REFERÊNCIAS

- BOARETTO, A.E.; TIRITAN, C.S.; BOARETTO, R.M.; MOURÃO FILHO, F.; MURAOKA, T. Foliar micronutrient application effects on citrus fruit yield and on soil and foliage Zn concentrations and ⁶⁵Zn mobilization within plant. *Acta Horticulturae*, v. 594, p. 383-386, 2002.
- BOARETTO, A.E.; MURAOKA, T.; BOARETTO, R.M. Absorção e translocação de micronutrientes (⁶⁵Zn, ⁵⁴Mn, ¹⁰B), aplicados via foliar, pelos citros. *Laranja*, v. 24, n.1, p. 177-198, 2003.
- BOARETTO, A.E.; BOARETTO, R.M.; CONTIN, T.L.M.; MURAOKA, T. É móvel ou imóvel o Boro em Laranjeira? *Laranja*, v. 25, n.1, p. 195-208, 2004.
- BRDE. *Cadeia Produtiva da Maçã no Brasil: Limitações e Potencialidades*. Porto Alegre: [s.n.]. Disponível em: <http://www.brde.com.br/media/brde.com.br/doc/estudos_e_pub/NT_2011-04_Maca.pdf>.
- BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; MELO, G.W.B.; GATIBONI, L.C.; URQUIAGA, S. Absorção e redistribuição do nitrogênio aplicado via foliar em videiras jovens. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.27, n.1, p.110-114, 2005.
- BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; MELO, G.W.B.; RHEINHEIMER, D.S. Recuperação e distribuição do nitrogênio fornecido a videiras jovens. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.41, n.7, p.1299-1304, 2006.
- BRUNETTO, G.; CERETTA, C.A.; KAMINSKI, J.; MELO, G.W.B.; LOURENZI, C.R.; FURLANETTO, V.; MORAES, A. Aplicação de nitrogênio em videiras na Campanha Gaúcha: Produtividade e características químicas do mosto da uva. *Ciência Rural*, v.37, n.2, p.389-393, 2007.
- BRUNETTO, G.; GIROTTI, E.; MELO, G.W.; SANTOS, H.P.; CERETTA, C.A.; KAMINSKI, J.; VIEIRA, R.C.B. Aplicação foliar de nitrogênio em videira: avaliação do teor na folha e das reservas nitrogenadas e de carboidratos nas gemas dos ramos do ano. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.30, n.4, p.1119-1123, 2008a.
- BRUNETTO, G.; MELO, G.W.B.; KAMINSKI, J. Aplicação foliar de cálcio em pessegueiro na serra gaúcha: avaliação do teor de nutrientes na folha, no fruto e produção. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.30, n.2, p.528-533, 2008b.
- BRUNETTO, G.; BORGIGNON, C.; MATTIAS, J.L.; DEON, M.; MELO, G.W.B.; KAMINSKI, J.; CERETTA, C.A. Produção, composição da uva e teores de nitrogênio na folha e no pecíolo em videiras submetidas à adubação nitrogenada. *Ciência Rural*, v.38, p.2622-2625, 2008c.
- BRUNETTO, G.; MELO, G.W.B.; KAMINSKI, J. Critérios de predição da adubação e da calagem em frutíferas. In: *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v.36, p.24-29, 2011.
- CANESIN, R.C.F.S.; BUZETTI, S. Efeito da aplicação foliar de boro e zinco sobre a produção e os teores de SST e ATT dos frutos da Pereira-Japonesa e da Pinheira. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.29, n.2, p.377-381, 2007.
- CARMO, C.A.F.S.; ARAÚJO, W.S.; BERNARDI, A.C.C.; SALDANHA, M.F.C. *Métodos de Análises de Tecidos Vegetais Utilizados na Embrapa Solos*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 41p. (Circular Técnica; 6).

- CHAMEL, A. **Survey of different approaches to determine the behaviour of chemicals directly applied to aerial parts of plant.** In: ALEXANDER, A. (ed.) *Foliar fertilization* 488p., Martinus Nijhoff Publishers Dordrecht, Boston, 1986, p.66-86.
- CHAMEL, A. **Foliar uptake of chemicals studied with whole plants and isolated cuticles.** In: NEUMANN, P. M. (ed.) *Plant growth and leaf applied chemicals.* Boca Raton: CRC Press, 1988. p.27-50.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande Do Sul e Santa Catarina.** 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.
- ERNANI, P. R. Adubação e calagem para frutíferas de clima temperado. In: **XXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003.
- FERREIRA, T.N.; SCHWARZ, R.A.; STRECK, E.V. **Solos: manejo integrado e ecológico - elementos básicos.** Porto Alegre: EMATER/RS, 2000. 95p.
- FERREIRA, P.A.A.; GIOTTO, E.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A.; MELO, G.W. de; CERETTA, C.A.; KAMINSKI, J.; DEL FRARI, B.K.; MARCHEZAN, C.; SILVA, L.O.S.; FAVERSANI, J.C.; BRUNETTO, G. Biomass decomposition and nutrient release from black oat and hairy vetch residues deposited in a vineyard, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.38, p.1621-1632, 2014.
- FONTES, P.C.R. **Diagnóstico do estado nutricional das plantas.** Viçosa: UFV, 2001. 122p.
- FRANCESCOTTO, P. **Desenvolvimento das estruturas reprodutivas da macieira (*Malus domestica* borkh.) sob diferentes condições climáticas – da formação das gemas à colheita dos frutos.** Universidade Federal De Santa Catarina, 2014.
- GALLAHER, R.N. **Comparison of Zn nutritionals spray treatments for citrus leaf Zn adsorption and absorption.** Agronomy Research Report AY-95-02. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, USA, 1995.
- GAZOLLA NETO, A.; GIACOBBO, C.L.; PAZZIN, D.; FACHINELLO, J. C. Qualidade do pêssego, cv. Maciel, em função de adubação de base mais foliar. *Scientia Agraria*, v.8, n.3, p.233-237, 2007.
- HALEEM, A.A.; LOEPPERT, R.H.; ANDERSON, W.B. **Role of soil carbonate and iron oxide in iron nutrition of soybean in calcareous soils of Egypt and the United States.** In: *Iron Nutrition in Soil and Plants.* ABADÍA, J. (ed.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1995. p.307-314.
- HERNANDES, A.; CAZETTA, J.O.; NATALE, W.; ROZANE, D.E.; SOUZA, H.A.; ROMUALDO, L.M. Fracionamento de manganês acumulado nos tecidos de mudas de caramboleira. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35, p.1679-1686, 2011.
- HU, H.; BROWN, P.H. **Absorption of boron by plants roots.** In: DELL, B.; BROWN, P. H.; BELL, R. W. (Eds.). *Boron in soils and plants : reviews.* Dordrecht: Kluwer Academic, 1997, p.49-58.
- IBGE. Banco de dados agregados. **Agricultura.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/orcfam/default.asp>>. Acesso em: 15 agosto 2015>.
- internal cycling of nitrogen in trees.pdf. , [s.d.].
- KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; SILVA, L.S. Eficiência da calagem superficial e incorporada em um argissolo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.573-580, 2005.
- KATSURAYAMA, J.M.; AMARANTE, C.V.T.; STEFFENS, C.A.; PEREIRA, A.J. Pulverização de fontes de cálcio em pré-colheita para o controle de "bitter pit" em maçãs 'Catarina'. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.33, p.353-361, 2011.
- KIST, B. B. **Anuário brasileiro da maçã.** Santa Cruz do Sul: Gazeta Santa Cruz, 2015.
- KLIEWER, W.M.; COOK, J. Arginine levels in grape canes and fruits as indicators of nitrogen status of vineyards. *American Journal of Enology and Viticulture*, v.25, p.111-117, 1974.
- LORENSINI, F.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; CERINI, J.B.; LOURENZI, C.R.; CONTI, L.D.; TIECHER, T.L. Disponibilidade de nitrogênio de fontes minerais e orgânicas aplicadas em um Argissolo cultivado com videira. *Revista Ceres*, v.61, n.2, p.241-247, 2014.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas.** Ceres, 2006, 638p.
- MATTEI, L.F.; BITTENCOURT, C.C. **Panorama e tendências da cadeia produtiva de maçã no estado de santa catarina: uma análise dos segmentos de produção e packing house.** Disponível em: <<http://www.sober.org.br/palestra/15/248.pdf>>. Acesso em: 4 set. 2015.
- MELLO, L.M.R. *Vitivinicultura Brasileira: Panorama 2012.* Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2013 (**Comunicado Técnico 137**).
- MELO, G.W.B.; BRUNETTO, G.; NACHTIGALL, G.R.; KAMINSKI, J.; FURLANETTO, V. Modificação de atributos do solo pela calagem incorporada em um solo argiloso cultivado com macieira. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2006 (**Comunicado técnico 68**).
- MELO, G.W.B. Correção de deficiência de boro em videira. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2003 (**Instrução Técnica**).
- MELO, P.C.T.; MELO, A.M.T.; TRANI, P.E. Tomate. In: AGUIAR, A. T. da E.; GONÇALVES, C.; PATERNIANI, M. E. A. G. Z.; TUCCI, M. L. S.; CASTRO, C. E. F. de. (Org.). **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas** (Boletim 200). 7ed. Campinas: IAC, 2014, v.1, p.385-392.
- MILLARD, P.; GRELET, G.A. Nitrogen storage and remobilization by trees: Ecophysiological relevance in a changing world. *Tree Physiology*, v.30, n.9, p.1083-1095, 2010.
- PELIZZA, T.R.; MAFRA, Á.L.; AMARANTE, C.V.T. do, NOHATTO, M.A.; VARGAS, L. Coberturas do solo e crescimento da macieira na implantação de um pomar em sistema orgânico de produção. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v.31, p.739-748, 2009.
- PERYEA, F. J. Sample washing procedures influence mineral element concentrations in zinc sprayed apple leaves. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.36, p. 2923-2931, 2005.
- PUTTI, G.L.; PETRI, J.L.; MENDEZ, M.E. Temperaturas efetivas para a dormência da macieira (*Malus domestica* Borkh.). *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 25, n. 2, p. 210-212, 2003.
- QUAGGIO, J.A.; MATTOS, J.R.; CANTARELLA, H.; TANK, J.R. Fertilização com boro e zinco no solo em complementação à aplicação via foliar em laranjeira Pêra. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, n. 5, p. 627-634, 2003.
- RODRIGUES, A.C.; HERTER, F.G.; VERISSIMO, V.; CHAVARRIA, G.; GARDIN, J.P. P.; CAMPOS, A.D. Determinação por cromatografia gasosa de açúcares em frutíferas de clima temperado. *Revista Brasileira de Fruticultura*, v. 27, n. 1, p.173-174, 2005.
- ROSA, J.D.; MAFRA, Á.L.; NOHATTO, M.A.; FERREIRA, E.Z.; LORIS, O.; OLIVEIRA, P. de; JOSÉ, D. Atributos químicos do solo e produtividade de verdes na Serra Gaúcha. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.179-187, 2009.
- ROZANE, D.E.; NATALE, W.; PRADO, R.M.; BARBOSA, J.C. Tamanho da amostra foliar para avaliação do estado nutricional de goiabeiras com e sem irrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, p. 233-239, 2009.
- ROZANE, D.E.; MATTOS, D.; PARENT, S.E.; NATALE, W.; PARENT, L.E. Meta-analysis in the selection of groups in varieties of citrus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.46, p.1948-1959, 2015.

- SARTORI, R.H.; BOARETTO, A.E.; VILLANUEVA, F.C.A.; FERNANDES, H.M.G. Absorção radicular e foliar de ⁶⁵Zn e sua redistribuição em laranjeiras. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.30, n.2, p.523-527, 2008.
- SECRETARIA DE POLÍTICA AGRÍCOLA (MAPA). Cenário da cadeia produtiva da maçã. **Informativo Secretaria de Política Agrícola Informativo da Secretaria de Política Agrícola**, v.54, n.6, p.7, 2013.
- SOUZA, J.A.; CANESIN, R.C.F.S.; BUZETTI, S. Mobilidade de boro em mudas de pessegueiro. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.34, n.3, p.930-935, 2012.
- STOREY, J. B. **Zinc**. In: BARKER, A. V.; PIPEAM, D. J. (eds). Handbook of plant nutrition. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, 2007. p.411-436.
- TAGLIAVINI, M.; SCUDELLARI, D.; MARANGONI, B.; TOSELLI, M. **Acid-spray regreening of kiwifruit leaves affected by lime-induced iron chlorosis**. In: Iron Nutrition in Soil and Plants. ABADÍA, J. (ed.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1995. p.191-195.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.
- UVIBRA. COMERCIALIZAÇÃO DE VINHOS E DERIVADOS ELABORADOS NO RS - 2010 À 2015 - MERCADO INTERNO E EXTERNO. [s.l: s.n.].
- VOLKWEISS, S. J. **Fontes e métodos de aplicação**. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M. C. P. (eds). Micronutrientes na agricultura. Piracicaba, POTAFOS/CNPQ, 1991, p.391-412.
- WELCH, R.M. **Importance of seed mineral nutrient reserves in crop growth and development**. In: Rengel, Z. (ed). Mineral nutrition of crops: Fundamental mechanisms and implications. Food Products Press, New York, 1999, p.205-226.

POTENCIAL DE USO DA ANÁLISE FOLIAR PARA AVALIAR O STATUS DE N E P EM PASTAGENS E CULTURAS DE GRÃOS

Leandro Bittencourt de Oliveira¹, Anderson Cesar Ramos Marques², Rogério Piccin³ & Pablo Cruz⁴

¹ Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Doutor em Zootecnia, Professor do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Câmpus de Frederico Westphalen, Avenida Assis Brasil, 709, Bairro Itapagé, Frederico Westphalen, CEP 98400-000, RS, Brasil. E-mail: leandroliveira86@hotmail.com. Autor para correspondência

² Engenheiro Agrônomo, Mestre em Agrobiologia, Doutorando em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus Sede, Avenida Roraima, 1000, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil.

³ Engenheiro Agrônomo, Mestre em Ciência do Solo, Doutorando em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus Sede, Avenida Roraima, 1000, Cidade Universitária, Bairro Camobi, Santa Maria, CEP 97105-900, RS, Brasil.

⁴ Engenheiro Agrônomo, Pesquisador, Institut National de La Recherche Agronomique INRA, 24 Chemin de Borde Rouge, 31326 Castanet-Tolosan, França.

INTRODUÇÃO

A disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) é frequentemente considerada, após a deficiência de água, como o fator que mais limita a produção de biomassa vegetal nos ecossistemas naturais. Em sistemas de culturas e pastagens, a prática de fertilização pode proporcionar um suprimento suficiente de N e P para as plantas alcançarem volumes de colheita adequados. Entretanto, devido as variáveis climáticas e, em consequência, do potencial de produção, os produtores rurais, para garantir que o potencial seja alcançado, a cada ano aplicam quantidades de fertilizantes maiores do que da demanda das culturas.

Outro ponto que leva os produtores rurais a aplicarem quantidades elevadas de fertilizantes é a imprevisibilidade do suprimento de N no solo. Isso se deve principalmente ao tipo de solo, manejo prévio da cultura antecessora e condições climáticas do ano, mas também aos métodos de análises utilizados (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC, 2004), que nem sempre são adequados para prever formas minerais de N no solo ou até mesmo o teor de matéria orgânica no solo. Assim, a incerteza na demanda da planta em relação a seu potencial de crescimento e suprimento por parte do solo, incita os produtores a adotarem estratégias seguras de fertilização que levam ao aumento no risco principalmente de lixiviação de N e de transporte superficial de P na maioria dos sistemas de cultivos intensivos. Tal estratégia de segurança tem sido encorajada para sistemas de cultura pelo fato de que as recomendações de quantidades de N têm sido feitas por doses fixas e pela inexistência de penalidade no Brasil para um excesso do suprimento de N.

Atualmente, a proteção da água, do solo (principal assunto discutido neste livro) e da qualidade do ar se tornaram uma limitação para a agricultura e a estratégia de fertilização de segurança não pode ser largamente usada. Caso haja um aumento contínuo do preço da energia (combustíveis fósseis, energia elétrica), os fertilizantes nitrogenados serão cada vez mais caros. Além disso, considerando o aquecimento global, os custos dos fertilizantes nitrogenados poderiam ser avaliados em termos de equivalente CO₂ liberado na atmosfera, a partir da emissão de N₂O, bem como a eutrofização dos mananciais hídricos pelo acúmulo de P vindo dos sistemas de culturas poderia ser também incluído. Então o novo paradigma da fertilização de N e P, ao invés da aplicação para garantir o potencial de demanda da cultura, poderia ser (i) determinar a demanda de N e P da cultura correspondente a diferentes objetivos, (ii) estimar a dinâmica do suprimento de N e P do solo, e (iii) determinar a taxa correspondente de aplicação. Para atingir esses objetivos, é necessário o desenvolvimento dos modelos teóricos relacionando a (i) dinâmica do crescimento de plantas com o N e P absorvido pela cultura, (ii) suprimento de N do solo e condições ambientais, e (iii) N e P absorvido pela cultura e a formatação do componente de produtividade.

Em um segundo passo poderia ser necessário derivar a partir desses modelos diagnósticos ferramentas usáveis para dentro dos procedimentos de tomadas de decisões permitindo aos produtores adaptar o manejo da fertilização ao manejo da cultura e aos objetivos ambientais de acordo com as condições climáticas. Na primeira parte deste capítulo foram desenvolvidos conceitos e teoria para determinação de N absorvido crítico da cultura e concentração de N da planta, que permite a determinação de um Índice de Nutrição Nitrogenada

(INN). Em uma segunda parte, fizemos alguns comentários sob a relação existente entre N e P, e a importância desta relação para a determinação do Índice de Nutrição Fosfatada (INP).

1. Nitrogênio

Os tecidos vegetais apresentam, de maneira geral, teores de N que variam de menos de 2 a 5% da matéria seca, além de ser o mineral mais exigido pelas plantas. O total de nitrogênio absorvido depende da disponibilidade do nutriente no solo e do crescimento e atividade do sistema radicular. Em condições de baixa disponibilidade de N, a absorção depende, principalmente, da disponibilidade, distribuição do N no solo e da distribuição do sistema radicular. Em condições de alta disponibilidade, a absorção depende da taxa de crescimento regulada internamente pela planta (HAWKESFORD et al., 2012).

O N é facilmente redistribuído nas plantas via floema quando o suprimento de N pelo meio é insuficiente. Nessas condições o N das folhas velhas é mobilizado para órgãos e folhas mais novas. Conseqüentemente, plantas deficientes em N mostram os sintomas primeiramente nas folhas velhas. Pela degradação das clorofilas nas folhas velhas, a mobilização gera o amarelimento das folhas como um sintoma de uma inadequada nutrição da planta em nitrogênio (HAWKESFORD et al., 2012).

1.1. Curva crítica de diluição: fundamentação

Mesmo quando existe um amplo suprimento de N, a concentração nas plantas dentro de dosséis fechados declina com o crescimento (GREENWOOD; DRAYCOTT; NEETESON, 1986). Este fenômeno tem geralmente sido interpretado como resultante a partir do envelhecimento e foi relacionado à fenologia da planta. Lemaire; Salette (1984a, 1984b) e Lemaire et al. (1985) demonstraram que para as gramíneas e alfafa o declínio na concentração de N (N%) pode ser relacionado com a acumulação de matéria seca, para o stand tanto faz as condições climáticas do ano ou espécies e genótipos. Este declínio em N% foi descrito por uma função potencial negativa chamada de “curva de diluição” (Equação 1):

$$N\% = a \times M^{-b} \quad (\text{Equação 1})$$

Quando M é expresso em t ha⁻¹ e N% em porcentagem, o coeficiente “a” representa a concentração de N em porcentagem quando a massa da cultura é 1 t ha⁻¹. O coeficiente b é adimensional. A concentração crítica

de N (N_c%) é definida como sendo a concentração mínima de N para a máxima taxa de crescimento (ULRICH, 1952). Esta abordagem tem sido desenvolvida para várias espécies de culturas: gramíneas temperadas e alfafa (C₃) (LEMAIRE; GASTAL, 1997), gramíneas tropicais (C₄) (DURU; LEMAIRES; CRUZ, 1997), milho (C₄) (PLÉNET; CRUZ, 1997), sorgo (C₄) (PLÉNET; CRUZ, 1997) e tomate (C₃) (TEL; BENINCASA; GUIDUCCI, 2002). Então é possível determinar os coeficientes “a” e “b” para estas espécies (função potencial) (Figura 76).

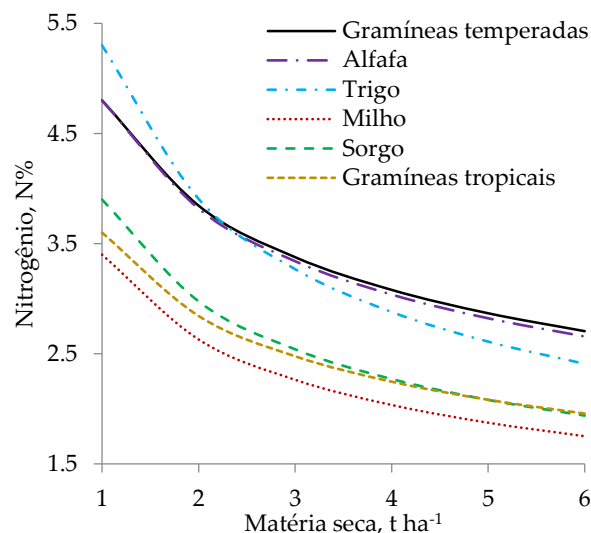


Figura 76. Curva crítica de N na matéria seca da parte área de planta C₃ e C₄. Fonte: Adaptado de Lemaire; Jeuffroy; Gastal (2008).

O coeficiente “a” é diferente entre plantas C₃ e C₄ (como pode ser visto na Figura 76) refletindo a diferença na rota metabólica, mas é relativamente constante dentro do mesmo grupo metabólico. O coeficiente “b” é um pouco mais variável entre as espécies, a maioria entre 0,3 e 0,4, mas sem qualquer diferença detectável entre plantas C₃ e C₄ (LEMAIRE; JEUFFROY; GASTAL, 2008).

Greenwood et al. (1990) e Gastal; Lemaire (2002) desenvolveram uma teoria para explicar a diluição de N com o crescimento das plantas. Esta teoria assume que a massa das plantas (M) é composta de dois compartimentos: M_m o tecido metabólico envolvido diretamente nos processos de crescimento (fotossíntese e atividade meristemática) com alta concentração de N (N_m%), e M_e o tecido estrutural envolvido na arquitetura da planta com menor concentração de N (N_e%).

A redução da concentração com o desenvolvimento do dossel é resultado de dois processos: (i) uma diminuição da relação da área foliar (LAR: área foliar por unidade de massa) de plantas por que a planta investe uma maior proporção de biomassa em comportamento estrutural (M_e) relativamente a área foliar (M_m),

que permite a planta crescer em altura para atingir a luz, e (ii) uma redução do conteúdo de N por unidade de área foliar de folhas sombreadas que correspondem a melhor da alocação de N em relação a distribuição da luz, que permite otimização da fotossíntese do dossel (HIROSE; WERGER, 1987). Como um resultado destes processos, para a manutenção da cultura em suprimento de N não limitante, apesar de pronunciado declínio da concentração de N da planta, o conteúdo de N nas folhas bem iluminadas no topo do dossel permanece mais ou menos constante (GASTAL; LEMAIRE, 2002).

1.2. Regulação de N absorvido pelas culturas

A teoria acima indica que o N absorvido parece ser regulado pelo crescimento da planta. Lemaire et al. (2007) discutiram se a expansão da área foliar ou acúmulo de biomassa é a variável controle. Eles concluíram que de fato ambos interagem, acúmulo de biomassa e expansão de área foliar são duas faces de um mesmo processo de regulação. Em um estado estável do suprimento de N, o N absorvido pelas plantas é regulado por sinais na parte aérea, com um sinal positivo do suprimento de C fotossintético e negativo com redução da re-circulação de N nas raízes (FORDE, 2002; IMSANDE; TOURAINE, 1994; LEJAY et al., 1999; TOURAINEL; DANIEL-VEDELE; FORDE, 2001). A relação entre o N absorvido e índice de área foliar durante o crescimento vegetativo pode assim ser explicado pelo fato que a expansão do índice de área foliar fornece grande suprimento de C as raízes, e também aumenta a capacidade de armazenagem de N nas folhas como Rubisco (MILLARD, 1988) que permite a depleção do N absorvido pela re-circulação reduzida do N no floema. Isto permite a proporcionalidade entre o N absorvido e índice de área foliar para a maioria das espécies (LEMAIRE et al., 2007), mas a curva da relação, ex. o N absorvido por unidade de índice de área foliar é variável entre as espécies e genótipos de acordo com as características intrínsecas da morfologia e “espessura da folha” como expressado pela relação da área foliar ou relação folha e colmo. Então, levando em conta que a expansão da área foliar não é a única forma pela qual as plantas podem reduzir o N armazenado, mas que o crescimento do colmo (ou aumento da espessura da folha) é também uma forma da planta reduzir o armazenamento de N (aumento da M_e), uma relação mais estável é obtida através de espécies, genótipos e ambiente quando a absorção de N é relacionada à massa da cultura. Então, assim a relação entre N absorvido e índice de área foliar é simples (apenas um coeficiente de proporcionalidade) então a relação entre N

absorvido e massa é mais robusto e permite a determinação da demanda de N da cultura, ex. o mínimo de N absorvido para alcançar máxima massa da cultura em um dado ambiente.

De fato, em uma condição variável do suprimento de N, a absorção de N da planta é regulada por ambos, taxa de crescimento potencial da cultura e a disponibilidade de N no solo. Devienne-Barret (2000) propuseram um modelo onde a taxa de N absorvido é determinada ambos pelo taxa de crescimento potencial e a concentração do N mineral no solo.

Para cada nível de suprimento de N corresponde uma curva de N absorvido na massa da cultura com o tempo no qual é convertido mais ou menos rápido dependendo da taxa de crescimento potencial como determinado pelas condições climáticas e genótipo. Tal co-regulação leva o fato que a N absorvido pela cultura a partir de culturas não fertilizadas é determinado por ambos níveis de suprimento de N no solo e taxa potencial de crescimento das culturas.

1.3. Índice de nutrição de nitrogenada

A curva potencial de absorção de N separa situações onde o suprimento de N é limitante para o acúmulo de massa da cultura de situações onde o N é acumulado em excesso sem qualquer aumento suplementar na massa da cultura. Para uma dada situação e período de crescimento da cultura, é possível determinar o índice de nutrição nitrogenada (INN) como uma relação entre o N atual absorvido pela cultura (N_a) e o N absorvido potencial (N_p), correspondente a atual massa da cultura. O INN pode ser determinado numericamente partir da atual concentração de N na planta e a curva de diluição (Equação 2).

$$INN = \frac{N_a}{N_p} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde o N_a é a concentração de N atual na massa da cultura e o N_p é o N da curva de diluição. Os valores de INN acima de 100 indicam que, na data da determinação do N_a , a cultura estava com uma concentração de N no tecido além do necessário para o máximo crescimento, o que pode representar uma situação de consumo de luxo. Os valores de INN próximos ou iguais a 100 indicam que, na data da determinação do N_a , a cultura estava em uma situação sem limitação de disponibilidade de N no solo. Os valores menores que 100 indicam uma deficiência de N, a intensidade da qual pode ser estimada por valores de INN: valores de 80 a 100 indicam, relativamente boa nutrição nitrogenada; valores entre 60 a 80 indicam que a disponibilidade de

N da cultura foi de 60% do nível crítico e pode ser considerada de nutrição intermediária; já valores inferiores a 40, determinam severas deficiências de N para o máximo crescimento, ou seja, uma condição de baixa nutrição nitrogenada. Tal índice de N de cultura tem sido usado por (LEMAIRE; MEYNARD, 1997) como uma ferramenta diagnóstica para a análise agrônômica a posteriori de dados de observações de experimento ou de fazendas para explicar varrições na produtividade por diferenças no status de N da cultura. Esta ferramenta pode ser utilizada para testar o efeito de plantas de cobertura sobre o estágio vegetativo da cultura seguinte (sistemas descritos no Capítulo 1) e ou medir o benefício do uso de inoculantes bacterianos a fim de suprir a nutrição nitrogenada (ver Capítulo 5).

1.4. O INN pode ser usado como um indicador da produtividade das culturas de grãos?

O INN é uma estimativa do “status” de N instantâneo da cultura no período vegetativo na data em que tenha sido feita de determinação da massa e da concentração de N. Do ponto de vista do INN, há maior relevância quando ele é determinado no início do crescimento (estádio vegetativo) até a interceptação máxima da luz, particularmente em pastagens. Há uma suposição que o suprimento de N do solo permaneça constante durante todo o período de crescimento da cultura. Na realidade, no ciclo de uma cultura, a disponibilidade de N pode variar a concentração de N no tecido de acordo com a taxa de mineralização do N no solo, época de aplicação do fertilizante nitrogenado ou esgotamento das reservas de N mineral do solo.

Assim, torna-se mais difícil interferir sobre a produtividade de grãos de uma cultura já que esta depende de condições durante o período formação dos componentes de produtividade (anterior ao enchimento de grão). O resultado é de que é difícil inferir diretamente na produtividade de uma cultura a partir do seu INN em um dado período anterior. Por exemplo, em trigo, baixo INN durante o perfilhamento pode levar redução no número de hastes responsáveis pela formação das espigas, mas alto INN após o período da alongação do entrenó pode levar a um aumento no número de grãos por espigas, compensando um baixo número de espigas. Assim, poderia ser compensado o baixo INN inicial e a produtividade mantida.

Alguns autores (LEMAIRE; GASTAL, 1997), aperfeiçoaram o uso do INN, fazendo uma relação entre INN ideal e o encontrado pela biomassa da cultura e biomassa máxima. Logo, essas relações simplificadamente caracterizam o período de deficiência de N de

uma cultura através de dois parâmetros, comprimento da duração do déficit e sua intensidade.

Alguns trabalhos mostraram que o uso de conceitos de intensidade e duração de déficit, explicou 96% da variação em número de grãos de trigo, enquanto INN na antese explicou apenas 92% desta variação (JUSTES; JEUFFROY; MARY, 1997).

Então, o INN é uma boa ferramenta básica para análise do status atual de N em uma cultura, mas muitas limitações permitem o uso prático deste indicador como uma ferramenta de diagnóstico operacional para o manejo da fertilização nitrogenada. Apenas uma determinação de INN durante o período de crescimento não garante a relação com a produtividade de grãos, quanto mais inicial é a determinação para propósito de prognóstico, pior é a correlação com os componentes da produtividade da cultura que é devido a variação no suprimento de N do solo. Além disso, a determinação de INN poderia oferecer uma ferramenta diagnóstica para regras de decisão no manejo da fertilização nitrogenada: a medida do INN em uma época apenas igual ou maior que 100 podem levar a suprimir, reduzir ou atrasar a aplicação do fertilizante, ainda culturas com INN abaixo de 100 poderia antecipar ou aumentar a aplicação, dependendo da intensidade da deficiência de N. Esta gestão “em atraso” (posteriori) é mais recomendável em pastagens do que em que em culturas de grãos, por que é mais fácil de ser conduzida.

1.5. Aplicabilidade do INN

É claro que a determinação de INN em dado intervalo durante o período de crescimento vegetativo das culturas poderia ajudar para otimização do tempo e taxa de fertilizantes nitrogenados aplicados em ordem a ajustar precisamente com o possível suprimento do N e demanda de N da cultura correspondendo a produtividade alvo. Mas, tal medida frequente de INN, que são possíveis em campos experimentais, não estão disponíveis nas áreas de produção nas fazendas. A determinação do INN requer muito tempo para os processos: (i) determinação da massa da cultura atual com representativa amostragem de área, pesagem da massa fresca e (ii) determinação da atual concentração do N da planta por procedimento analíticos no laboratório. Estes processos não estão dentro da rotina dos produtores e dentro de um tempo hábil para o uso dessa informação. Então INN deveria ser considerado como um indicador base do status de N da planta, mas é necessário o desenvolvimento de métodos indiretos para a estimativa do valor ou no mínimo dos componentes massa e concentração de N.

1.6. Diagnóstico de N na camada superior de folhas

Alguns autores (SCAIFE; STEVENS, 1983) tem demonstrado seu interesse de medir a concentração de nitrato para avaliar o status de nutrição de N de cereais. A seiva da planta na base dos colmos pode ser extraída por pressão e então a concentração de nitrato pode ser imediatamente estimada pelo uso de fitas de análise rápida. Justes et al. (1994); Justes; Jeuffroy; Mary (1997) e Justes et al. (1997) desenvolveram uma ferramenta diagnóstica integrada baseada na concentração de nitrato na seiva para a decisão de manejo do N em trigo e milho. Este método é baseado em vários passos: (i) cálculo do total requerimento de fertilizante da cultura usado no método do balanço (MACHET; DUBRULLE; LOUIS, 1990), que dá a taxa total de N; (ii) aplica uma redução do conteúdo de fertilizantes ($X-40 \text{ kg ha}^{-1}$) pela divisão da aplicação em perfilhamento no início da elongação do colmo para detectar a deficiência de N em três estágios durante a elongação de entrenó (primeiro nó, segundo nó e emergência da folha bandeira); (iii) aplicar ou omitir o ultimo aplicação de 40 kg ha^{-1} ou mais dependendo do estágio na qual a deficiência de N ocorre e sua intensidade. Para a aplicação a relação entre a concentração de nitrato na seiva e INN na planta tem que ser calibrada. Justes; Jeuffroy; Mary (1997); Justes et al. (1997) demonstraram que a relação entre estas duas variáveis é muito complexa. A concentração de nitrato dentro base do colmo depende de muitos fatores tais como estágio fenológico, cultivar, temperatura e radiação solar e não apenas sobre o status de N da planta. Além disso, apesar de muito fraca correlação entre a concentração de nitrato e INN, foi possível demonstrar que quando INN é menor que 100, a concentração de nitrato na seiva nunca é maior que 1 g L^{-1} , enquanto para INN maior que 100 a concentração de nitrato na seiva pode variar de 1 a 10 g L^{-1} . Então este teste pode ser usado como uma estimativa quantitativa do status de N na cultura. É possível distinguir possíveis situações com prováveis déficit de N de situações com prováveis satisfatória status de N e então poderia se possível adaptar a estratégia da fertilização em consequência. A metodologia foi desenvolvida e funciona bem para trigo.

1.7. Conteúdo de N na folha da camada superior

A teoria desenvolvida acima para explicar a diluição de N com o crescimento da planta em dosséis densos demonstra que a redução da concentração do N é o resultado de dois processos: (i) o declínio da LAR da

planta com o aumento da massa da cultura, e (ii) a alocação preferencial de N para camada superior bem iluminada das folhas com o desenvolvimento do dossel. Entretanto, Lemaire et al. (2007) sugeriram que enquanto a concentração de N da planta declina com acúmulo da massa, o conteúdo de N por unidade de área foliar dentro da última camada do dossel poderia permanecer mais ou menos constante em estado estável de suprimento de N. Gastal; Farruggia; Hacquet (2001) estabeleceram que para estandes de gramíneas, a concentração da camada superior das folhas foi constante durante o período de rebrote e bem correlacionado com a INN. Então Farruggia; Gastal; Scholefield (2004) usando esta correlação desenvolveram um método de diagnóstico do status de N. O procedimento consiste em coletar a parte apical da camada superior das folhas bem desenvolvidas de perfilhos amostrados no campo e medir a concentração de N no laboratório. A amostragem individual de perfilhos aleatórios pode prover uma boa estimativa média do status de N da planta no campo sem ter que medir a biomassa do pasto. A relação entre a concentração de N na camada superior das folhas e INN foi testado em diferentes condições no suprimento de N em condições experimentais para pastagens (FARRUGGIA; GASTAL; SCHOLEFIELD, 2004). Estas pastagens foram dominadas por pastos de azevém perene, mas com uma proporção muito variável de diferentes espécies. Gonzalez-Dugo et al. (2005) confirmaram que este método mantém para diferentes espécies de gramíneas tais como festuca, azevém perene e capim pé de galinha.

Este método deveria permitir a avaliação do status de N em espécies individuais dentro de um stand pluri-específico devido o fato que plantas individuais de cada espécie podem ser amostradas separadamente para determinação de seu próprio status de N.

2. Fósforo

Nas regiões tropicais e subtropicais, como acontece no Brasil, o P é o elemento cuja, a disponibilidade no solo frequentemente limita a produção, principalmente em culturas anuais. Além da carência generalizada de P nos solos brasileiros, o elemento apresenta forte interação com as partículas do solo, o que reduz a eficiência da adubação fosfatada.

O P requerido para o ótimo crescimento das plantas varia, dependendo da espécie e do órgão analisado, de 3 a 5 mg kg^{-1} na matéria seca. No ciclo da planta o P possui vários papéis, participando da síntese e degradação de macromoléculas, amido, gorduras, proteínas e de outros inúmeros processos metabólicos. Devido a

fácil redistribuição do P na planta, os sintomas da deficiência, inicialmente, ocorrem nas folhas mais velhas. Estas podem apresentar principalmente a tonalidade arroxeada como, por exemplo, frequentemente encontrada no milho.

De forma generalizada, a concentração total de P no solo varia entre 200 e 1.100 mg kg⁻¹ de acordo com o tipo do solo. O P está presente em ambas as formas minerais e orgânicas, cuja contribuição relativa para o estoque total varia entre 20 e 90%. Concentrações de nutrientes diminuem com o acúmulo de biomassa como consequência da diluição com o crescimento. Para gramíneas, a diminuição de concentração P é uma função linear da concentração de N. Para as culturas, a intensidade do fluxo de P deixando o sistema (de saída) é uma função direta do regime de gestão N.

Na deficiência de P as plantas tendem a diminuir principalmente a área foliar, pela inibição da região de expansão das folhas e pela redução do número de folhas. O crescimento do sistema radicular é menos afetado que o crescimento da parte aérea, o que gera uma alteração na relação raiz parte aérea em diferentes condições de disponibilidade de P (HAWKESFORD et al., 2012).

2.1. Influência da interação entre N e P para a produção

A interação N-P é um importante processo que controla a produção fotossintética em ecossistemas. A combinação do enriquecimento de N e P produz igualmente fortes efeitos sinérgicos em todos os habitats, quer terrestre, de água doce ou marinha. Essas interações nem sempre ocorrem, isso por que dependem das condições climáticas anuais, porque a disponibilidade de nutrientes no solo é controlada pelo abastecimento de água. Nutrição em N pode ser limitada devido à chuva excessiva e perda por lixiviação ou a disponibilidade de água abaixo da superfície do solo, o que limita a absorção de N (MILLS; MOOT; JAMIESON, 2009). Para P, baixos limites de abastecimento de água reduzem a difusão de P na interface raiz e, consequentemente, a absorção pelas plantas.

2.2. Análise de interação entre N-P usando indicador de nutrientes

Para o P não há uma curva crítica de diluição como encontrada para N, uma vez que a variação na concentração de P ótima durante o crescimento do dossel é dependente da quantidade de N. Por conseguinte, foi proposta a seguinte relação (Equação 4).

$$P\% \text{ crítico} = 0,15 + 0,065 N\% \text{ mensurado} \text{ (Equação 3)}$$

Essa estimativa prevê, em um determinado momento, a concentração de P mínima necessária para produzir a máxima matéria seca (Figura 77). Esta relação mantém-se dentro da variação linear de concentrações de N e P observados para gramíneas.

Da mesma forma para o INN, (DURU; THÉLIER-HUCHÉ, 1995) propuseram cálculo de um índice de nutrição em fósforo (INP) como a razão da P% medido no dossel dada para dada concentração de P% crítico obtidos com a curva crítica de P, expressa como uma porcentagem (Equação 5).

$$INP = \frac{P\%}{PC\%} \times 100 \text{ (Equação 4)}$$

Como considerado anteriormente para o N, o índice de nutrição indica o grau em que os requisitos nutricionais da planta para determinado nutriente no máximo crescimento foi cumprido pelos fertilizantes e/ou as reservas de nutrientes do solo. Convém lembrar que a relação de N e P foi inicialmente testada para espécies C₃ e não há relatos na literatura do funcionamento para espécies C₄.

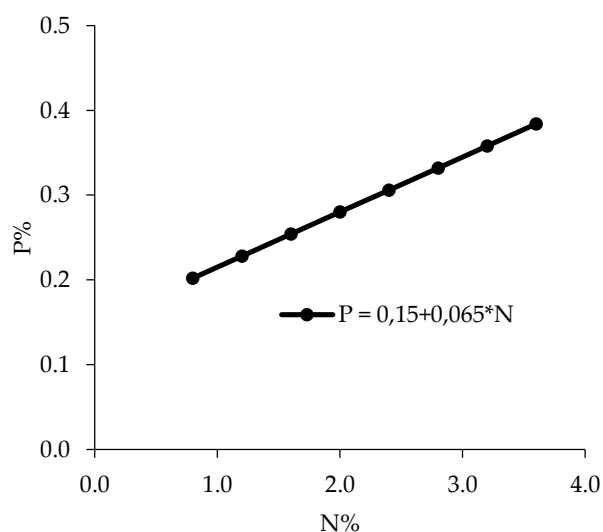


Figura 77. Modelo linear entre a concentração de N e P no tecido das plantas. Fonte: Proposto por Duru; Thélier-Huché (1995).

Os índices variam entre valores acima de 100 (significando um nível de nutrição excessiva), próximos a 100 (nutrição adequada) e abaixo de 60 (indicando deficiência severa). Na prática, os valores do índice são usados na França pelos serviços de extensão para fazer recomendações de fertilizantes para os agricultores (JOUANY et al., 2011).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A disponibilidade de N no solo, absorção de N e distribuição durante o crescimento da cultura estão permanentemente interligadas e interferem não só no crescimento e desenvolvimento da cultura, mas na sua produtividade. A visão tradicional de que a absorção de N pelas culturas e crescimento da cultura são regulados pela oferta de N no solo ou, alternativamente, são regulados pela demanda das culturas, precisa ser reconsiderada e substituída por uma abordagem mais dinâmica. O conceito de concentração potencial de N proposto nas últimas décadas pode ser um conceito utilizado para inferir sobre o status da nutrição nitrogenada. Ele permite que o índice de nutrição de N de uma cultura seja quantificado e, portanto, representa um instrumento para o estudo dos vários aspectos agronômicos e ecofisiológicos em relação ao uso de N a dinâmica do N nos sistemas agrícolas.

A produção de biomassa é mais eficiente na conversão de N em biomassa em condições não limitadas de P no solo. Porém, pela equação demonstrada acima, uma planta melhor nutrida em N necessita maior disponibilidade P para maior crescimento e consequentemente aumento da produção. Essa relação linear precisa ser testada para um maior número de forrageiras e culturas agrícolas, principalmente C₄, e em diferentes condições de solos, para que assim possa ser compreendida a relação de como a disponibilidade no solo interfere no índice de nutrição fosfatada.

REFERÊNCIAS

- COMISSAO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. v. 10 ed.
- DEVIIENNE-BARRET, F. Integrated Control of Nitrate Uptake by Crop Growth Rate and Soil Nitrate Availability under Field Conditions. *Annals of Botany*, v. 86, n. 5, p. 995–1005, nov. 2000.
- DURU, M.; LEMAIRE, G.; CRUZ, P. The nitrogen requirements of major agricultural crops: grasslands. In: LEMAIRE, G. (Ed.). *Diagnosis on the Nitrogen Status in Crops*. Berlin: Springer-Verlag, Heidelberg, 1997. p. 59–72.
- DURU, M.; THÉLIER-HUCHÉ, L. **N and P-K status of herbages: use for diagnosis of grasslands**. Diagnostic Procedures for Crop N Management. *Anais...Paris: INRA*, 1995
- FARRUGGIA, A.; GASTAL, F.; SCHOLEFIELD, D. Assessment of the nitrogen status of grassland. *Grass and Forage Science*, v. 59, n. 2, p. 113–120, jun. 2004.
- FORDE, B. G. The role of long-distance signalling in plant responses to nitrate and other nutrients. *Journal of Experimental Botany*, v. 53, n. 366, p. 39–43, 1 jan. 2002.
- GASTAL, F.; FARRUGGIA, A.; HACQUET, J. **The Nitrogen Nutrition Index of grass can be evaluated through determination of N concentration of upper leaves**. Proceedings of the 11th nitrogen workshop. *Anais...Reims, France: 2001*
- GASTAL, F.; LEMAIRE, G. N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Journal of Experimental Botany*, v. 53, n. 370, p. 789–799, 1 abr. 2002.
- GONZALEZ-DUGO, V. et al. Short-term response of the nitrogen nutrition status of tall fescue and Italian ryegrass swards under water deficit. *Australian Journal of Agricultural Research*, v. 56, n. 11, p. 1269, 2005.
- GREENWOOD, D. J. et al. Decline in percentage N of C3 and C4 crops with increasing plant mass. *Annals of Botany*, v. 66, n. 4, p. 425–436, 1990.
- GREENWOOD, D.; DRAYCOTT, A.; NEETESON, J. J. Quantitative relationships for the dependence of growth rate of arable crops on their nitrogen content, dry weight and aerial environment. *Plant and Soil*, v. 91, p. 281–301, 1986.
- HAWKESFORD, M. et al. Functions of Macronutrients. In: **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. [s.l.] Elsevier Ltd, 2012. p. 135–190.
- HIROSE, T.; WERGER, M. J. A. Maximizing daily canopy photosynthesis with respect to the leaf nitrogen allocation pattern in the canopy. *Oecologia*, v. 72, n. 4, p. 520–526, jul. 1987.
- IMSANDE, J.; TOURAINE, B. N demand and the regulation of nitrate uptake. *Plant Physiol*, v. 105, p. 3–7, 1994.
- JOUANY, C. et al. Biological phosphorus cycling in grasslands: Interactions with nitrogen. In: BÜNEMANN, E.; OBERSON, A.; FROSSARD, E. (Eds.). *Phosphorus in Action*. Soil Biology. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. v. 26p. 275–294.
- JUSTES, E. et al. **A new method of conducting the nitrogen fertilization in winter wheat crops**. Proceedings 3rd ESA Congress. *Anais...Padova: 1994*
- JUSTES, E. et al. Diagnosis using stems base extract: Jubil Method. In: LEMAIRE, G. (Ed.). *Diagnosis on the Nitrogen Status in Crops*. Berlin: Springer-Verlag, Heidelberg, 1997. p. 163–187.
- JUSTES, E.; JEUFFROY, M.-H.; MARY, B. The nitrogen requirement for major agricultural crops: wheat, barley and durum wheat. In: LEMAIRE, G. (Ed.). *Diagnosis on the Nitrogen Status in Crops*. Berlin: Springer-Verlag, Heidelberg, 1997. p. 77–91.
- LEJAY, L. et al. Molecular and functional regulation of two NO₃-uptake systems by N- and C-status of Arabidopsis plants. *The Plant Journal*, v. 18, n. 5, p. 509–519, jun. 1999.
- LEMAIRE, G. et al. Etude des relations entre la dynamique de prélèvement d'azote et la dynamique de croissance en matière sèche d'un peuplement de luzerne (*Medicago sativa* L.). *Agronomie*, v. 5, n. 8, p. 685–692, 1985.
- LEMAIRE, G. et al. Is crop N demand more closely related to dry matter accumulation or leaf area expansion during vegetative growth? *Field Crops Research*, v. 100, n. 1, p. 91–106, 2007.
- LEMAIRE, G.; GASTAL, F. **N Uptake and Distribution in Plant Canopies***Diagnosis of the Nitrogen Status in Crops*, 1997. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-3-642-60684-7>>
- LEMAIRE, G.; JEUFFROY, M.-H.; GASTAL, F. Diagnosis tool for plant and crop N status in vegetative stage. *European Journal of Agronomy*, v. 28, n. 4, p. 614–624, maio 2008.
- LEMAIRE, G.; MEYNARD, J. M. The nitrogen nutrition index of grass can be evaluated through determination of N concentration of upper leaves. In: LEMAIRE, G. (Ed.). *Diagnosis on the Nitrogen Status in Crops*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, 1997. p. 45–55.
- LEMAIRE, G.; SALETTE, J. Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées. II - Etude de la variabilité entre génotypes. *Agronomie*, v. 4, p. 431–436, 1984a.
- LEMAIRE, G.; SALETTE, J. Relation entre dynamique de croissance

- et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. 1. Etude de l'effet du milieu. **Agronomie**, v. 4, p. 423–430, 1984b.
- MACHET, J. M.; DUBRULLE, P.; LOUIS, P. **AZOBIL : a computer program for fertilizer N recommendations based on a predictive balance sheet method**. Proceeding of 1st ESA Congress. **Anais...** Paris: 1990 Disponible en: <<http://prodinra.inra.fr/record/97823>>
- MILLARD, P. The accumulation and storage of nitrogen by herbaceous plants. **Plant, Cell and Environment**, v. 11, n. 1, p. 1–8, jan. 1988.
- MILLS, A.; MOOT, D. J.; JAMIESON, P. D. Quantifying the effect of nitrogen on productivity of cocksfoot (*Dactylis glomerata* L.) pastures. **European Journal of Agronomy**, v. 30, n. 2, p. 63–69, 2009.
- PLÉNET, D.; CRUZ, P. **The nitrogen requirement of major agricultural crops: maize and sorghum**. Berlin: Heidelberg: Springer-Verlag, 1997.
- SCAIFE, A.; STEVENS, K. L. Monitoring sap nitrate in vegetable crops: Comparison of test strips with electrode methods, and effects of time of day and leaf position. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 14, n. 9, p. 761–771, 1983.
- TEI, F.; BENINCASA, P.; GUIDUCCI, M. Critical nitrogen concentration in processing tomato. **Europ. J. Agronomy**, v. 18, p. 45 – 55, 2002.
- TOURAINEL, B.; DANIEL-VEDELE, F.; FORDE, B. G. Nitrate uptake and its regulation. In: LEA, P. J.; MOROT-GAUDRY, J. F. (Eds.). **Plant Nitrogen**. Berlin: Heidelberg: Springer-Verlag, 2001. p. 1–36.
- ULRICH, A. Physiological bases for assessing the nutritional requirements of plants. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 3, n. 1, p. 207–228, 1952.

FERTIRRIGAÇÃO NA HORTICULTURA

Paulo de Tarso Lima Teixeira¹

¹ Engenheiro Agrônomo, e Mestre em Recursos Genéticos Vegetais, Doutor em Fitotecnia, Área de Concentração Horticultura/Fruticultura, Professor do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Câmpus de Frederico Westphalen, Avenida Assis Brasil, 709, Bairro Itapagé, Frederico Westphalen, CEP 98400-000, RS, Brasil. E-mail: teixeira@uri.edu.br. Autor para correspondência

INTRODUÇÃO

A **horticultura** abrange o estudo e a produção de fruteiras, de essências florestais, de plantas ornamentais, de hortaliças e de plantas medicinais, condimentares e aromáticas. Possui como características a produção de fontes de alimentos para o consumo *in natura* e para a indústria de alimentos (bebidas, geleias, doces, etc.), além de proporcionar elevada renda líquida, pois proporciona grande volume de produção por área e auxilia na fixação do homem no meio rural. Pois, esta atividade também se caracteriza por ser altamente intensiva em mão de obra e no uso de insumos, propicia o uso contínuo do solo e o aproveitamento de áreas impróprias para o cultivo (cultivos em estufas, recipientes e hidroponia). Também podemos citar como características a geração de um grande número de empregos na cadeia produtiva e a possibilidade de agregar valor aos produtos (MOURÃO, 2007).

A quimigação é a aplicação de produtos químicos através do sistema de irrigação. Sendo que a aplicação pode ser de defensivos agrícolas (nematicidas, inseticidas, herbicidas e fungicidas) e de fertilizantes, esta chamada de fertirrigação (PAPADOPOULOS 1999; ZANINI et al., 2002).

A necessidade de irrigação depende dos períodos de maiores restrições no suprimento de água e pode acarretar em redução na taxa de germinação das sementes, na emergência das sementes, no desenvolvimento da muda e aumenta da salinidade no solo ou no substrato. O excesso no suprimento de água pode acarretar em lixiviação de nutrientes, crescimento de algas e musgos nas tubulações e favorece o aparecimento de doenças de solo (PAPADOPOULOS 1999; ZANINI et al., 2002).

Então a viabilidade ou não da técnica de fertirrigação depende muito da necessidade ou não de se ter um sistema de irrigação localizada para determinados cultivos agrícolas (DUENHAS et al., 2005; REISSER Jr. et al., 2007; BRUNETTO et al. 2009; BUSATO et al.

2011). A fertirrigação tem como objetivo fornecer nutrientes, via água de irrigação, de maneira a otimizar o rendimento, a qualidade e o desenvolvimento das plantas. Através do fornecimento de doses menores de nutrientes e com aumento da frequência de aplicação de é possível diminuir a perda de nutrientes por lixiviação e por outros processos nutrientes, aumentando assim, a eficiência no aproveitamento do sistema.

1. Métodos de irrigação utilizados na horticultura

Os principais métodos de irrigação utilizados na horticultura são: (i) **aspersão** (pulverizadores em barras utilizadas em estufas agrícolas em viveiros para a produção de mudas - **Figura 78 a**), (ii) **microaspersão** (utilizado em pomares e hortas - **Figura 78 b**), (iii) **gotejamento** (fitas ou botões gotejadores utilizados em estufas e a campo, dimensionado conforme a o tamanho e a necessidade da cultura e podem ser utilizadas para a produção de mudas e para a produção de hortaliças, plantas ornamentais e frutíferas - **Figuras 78 c, d**), e (iv) **capilaridade** (utilizado para a produção de mudas em recipientes, como bandejas e tubetes - **Figura 78 e**).

A microaspersão, o gotejamento e a capilaridade são métodos de irrigação localizada, onde a água é aplicada junto ou próximo ao sistema radicular das plantas e com isso diminui a necessidade de água aplicada, além de permitir a aplicação de fertilizantes junto com a água de irrigação. A aplicação homogênea de água na superfície irrigada evita as variações na quantidade de água aplicada e facilita o gerenciamento, a conservação e a economia dos recursos hídricos.

Os sistemas de irrigação localizada são mais utilizados na horticultura porque permitem (i) melhor utilização da água, (ii) diminuição da utilização de mão de obra, (iii) diminuição da umidade na parte aérea, (iv) utilização de fertilização via água, aumentando a sua eficiência; e (v) aumento de produção.



Figura 78. Pulverizador em barra utilizado em estufas (A), microaspersor (B), irrigação por gotejamento (C), gotejamento por estacas gotejadoras (D) e irrigação por capilaridade (Floating) (E). **Fonte:** Adaptado de Teixeira (2008).

A microaspersão consiste na aplicação de água numa fração do volume de solo explorado pelo sistema radicular das plantas, de forma circular ou em faixa contínua. Neste sistema ocorre aplicação de volumes de água maiores que o gotejamento, com uma pressão de trabalho também maior, pois, a água é borrifada por um microaspersor na forma de “spray” e o sistema trabalha com uma vazão de até 200 L ha⁻¹. A eficiência da aplicação na microaspersão é de cerca de 70 a 90%, quando a declividade for <2% e 65 a 75%, quando a declividade for > 2%. Já a eficiência da aplicação no gotejamento varia de 90 a 95%.

Alguns parâmetros que devem ser levados em consideração na aquisição e instalação do sistema de irrigação localizada são: (i) vazão do emissor, (ii) raio de alcance do emissor, (iii) intensidade de aplicação ao longo do raio, (iv) análise econômica, (v) custo de água e energia, (vi) frequência de manutenção do emissor, e (vii) coeficiente de uniformidade de aplicação.

No gotejamento, a água é aplicada por ponto de emissão, gota a gota, até a base da planta, sobre ou sob o solo, sendo absorvida pelas raízes. Aplicação de água constante, lenta e a baixa pressão, através de pequenos componentes mecânicos, denominados gotejadores e o sistema trabalha com uma vazão de 0,5 a 10 L ha⁻¹.

As vantagens do sistema de irrigação por gotejamento em relação a outros métodos de irrigação locali-

zada são: (i) economia de água devido ao maior controle na quantidade de água aplicada, (ii) diminuição de perdas por evaporação, percolação e escoamento superficial, (iii) fornecimento de somente o volume necessário de água de cada planta, (iv) facilidade e eficiência da utilização de fertirrigação, (v) maior eficiência no controle fitossanitário; e (vi) não sofre interferência dos ventos na aplicação de água.

Por outro lado, as limitações do sistema de irrigação por gotejamento em relação à microaspersão são: (i) entupimento dos gotejadores por resíduos minerais (areia e argila) e orgânicos (algas, plantas, microorganismos), (ii) acumulação de sais nas laterais do bulbo que podem penetrar na zona molhada por ocasião das chuvas, (iii) condicionamento do sistema radicular na região do bulbo molhado, e (iv) maior custo inicial do equipamento.

2. Fertirrigação

A fertirrigação é o processo de aplicação de fertilizantes juntamente com a água de irrigação visando fornecer as quantidades de nutrientes requeridas pela cultura no momento mais adequado (TRANI et al., 2011; TEIXEIRA et al., 2010; RAGOZO, et al., 2009; SOUZA et al., 2006; BIANCO & FOLEGATTI et al., 2002; VILLAS BÔAS et al., 2002b; ZANINI et al, 2002). Pois, possibilita um ajuste mais eficiente aos diferentes estádios

fenológicos das culturas aumentando a eficiência de uso e economia de fertilizantes. Além disso, a fertirrigação permite flexibilidade de mudanças nas relações entre nutrientes; distribuição e localização dos adubos onde ocorre maior densidade de raízes; possibilidade de controle da profundidade de aplicação do adubo, levando a menor perda de nutrientes por lixiviação e menor perda de nitrogênio por volatilização, uma vez que os fertilizantes estão dissolvidos em água; menor compactação do solo devido ao menor trânsito de máquinas; economia de mão de obra e comodidade na aplicação. As vantagens da fertirrigação em relação à aplicação de fertilizantes de modo convencional são: (i) maior aproveitamento do equipamento de irrigação, (ii) menor necessidade de mão-de-obra para fazer as aplicações, (iii) menor compactação do solo e danos físicos nas culturas, (iv) boa uniformidade de distribuição dos adubos no solo, (v) melhor eficiência na recuperação do fertilizante, (v) controle da concentração de nutrientes na solução do solo ou substrato; e (vi) maior flexibilidade na escolha da época de distribuição de fertilizantes em relação à exigência da cultura.

As limitações da fertirrigação em relação à aplicação de fertilizantes de modo convencional são: (i) exige maior conhecimento técnico, (ii) pode causar danos ambientais quando não realizada corretamente, (iii) pode causar corrosão aos equipamentos do sistema, (iv) pode contribuir para obstruções do sistema de irrigação, (v) exige monitoramento do potencial salino na água de irrigação e no solo ou substrato, e (vi) maior custo inicial do sistema de irrigação.

2.1. Instalações e equipamentos para fertirrigação

As instalações podem ser classificadas em três grupos: (i) que utilizam pressão efetiva positiva (bomba injetora e injeção por gravidade), (ii) que utilizam diferença de pressão (tanque de derivação e injetor tipo pilot), e aqueles (iii) que utilizam pressão efetiva negativa (injetor tipo Venturi onde a injeção ocorre por meio da tubulação de sucção da própria bomba do sistema de irrigação - **Figura 79**).

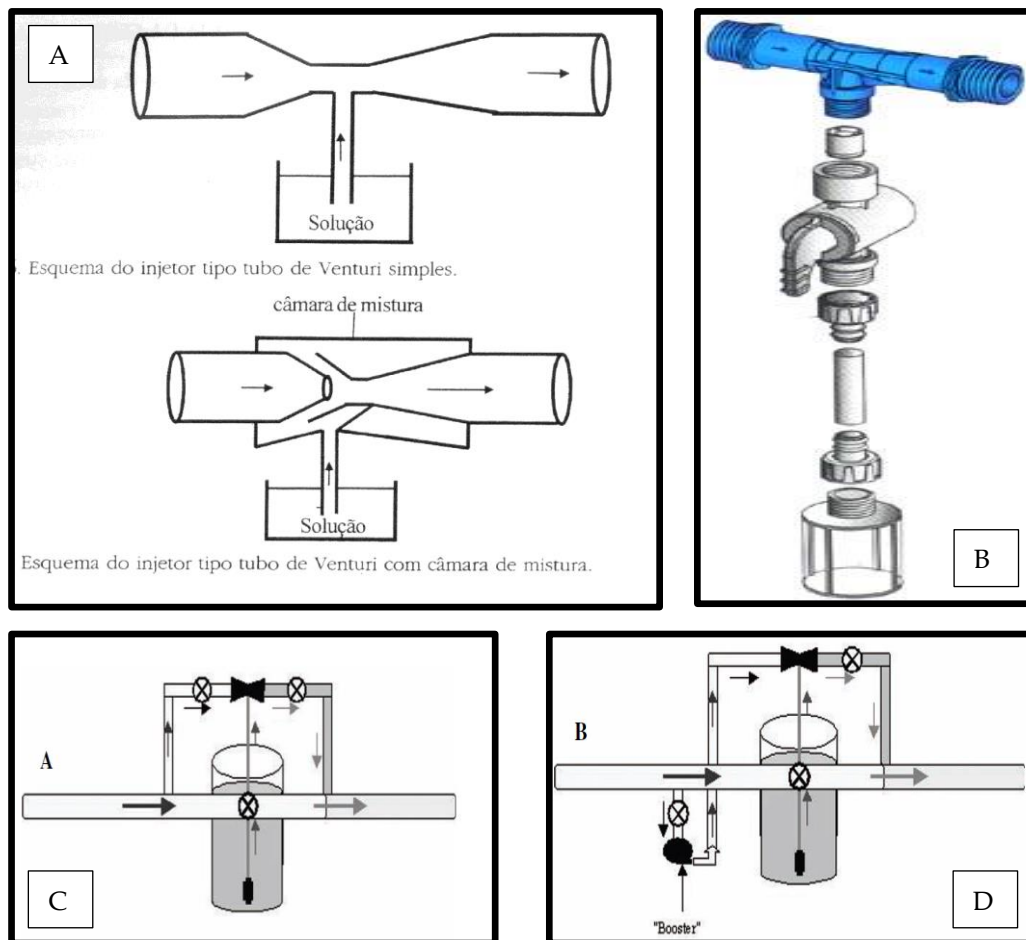


Figura 79. Injetor de fertilizantes tipo Venturi (a, b), e injetor de fertilizantes tipo Venturi, instalado em paralelo à tubulação principal (c) e com uma bomba "booster" para aumento de pressão (d). **Fonte:** Adaptado de Trani et al. (2011).



Figura 80. Esquema de disposição dos filtros de tela e de disco (esquerda), detalhes dos filtros de disco (centro), e detalhe de um filtro de disco de 150 microns (direito). **Fonte:** Adaptado de Trani et al. (2011).

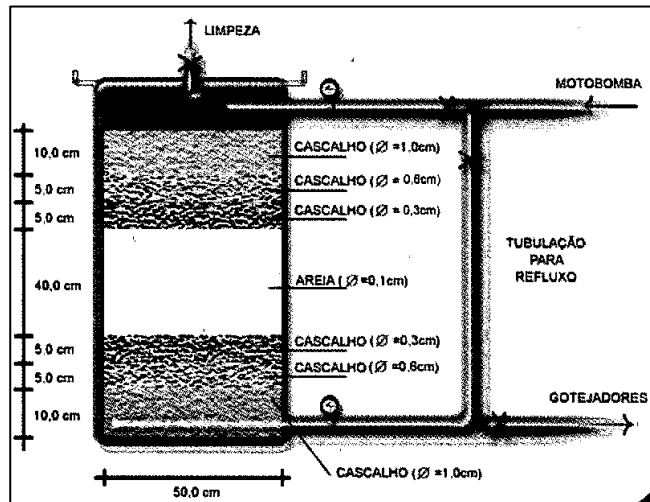


Figura 81. Esquema de um filtro com materiais de diâmetros diferentes. **Fonte:** adaptado de Zanini et al. (2002).

2.2. Injetor tipo tubo de Venturi

Sua função é aspirar a solução contida num reservatório aberto e incorporá-la na água de irrigação e sua instalação deve ser em paralelo com uma tubulação de menor diâmetro. No mercado existem injetores tipo Venturi de diferentes dimensões e modelos. Pode ser usado após o sistema de bombeamento da água de irrigação. O tubo possui um estrangulamento que causa pressão negativa num ponto, fazendo com que a solução de fertirrigação seja succionada e puxada para dentro da tubulação que leva a água de irrigação. É uma técnica bastante eficiente, porém não funciona com sistemas de baixa pressão como gotejamento.

Outra prática comumente utilizada pelos agricultores é a Vaquinha, onde se conecta a tubulação de irrigação em ambos os lados de um recipiente, fazendo com que a água de irrigação entre por um lado e prosiga pelo outro. Desta forma o fertilizante é jogado diretamente dentro do recipiente que irá se misturar a água de irrigação e seguir adiante. A desvantagem desse método é a falta de homogeneidade da solução fornecida.

2.3. Sistema de filtragem

Quando se faz a fertirrigação tem-se que tomar cuidados extras para se evitar os casos específicos de entupimentos. É necessário realizar a filtragem da solução após a injeção do fertilizante, principalmente na irrigação localizada, microaspersão e gotejamento. Neste caso, pode-se usar filtros de tela ou de disco que são mais baratos e fáceis de usar (Figura 80).

O sistema de filtragem deve ser eficiente na retirada das impurezas da água de irrigação. Para águas ricas em material orgânico e silte deve-se usar um filtro de areia (Figura 81). O filtro de tela ou de disco é usado após o sistema de injeção de fertilizantes para evitar que material sólido não dissolvido, proveniente dos fertilizantes e areia do filtro sejam carreados com a água de irrigação e obstrua os orifícios dos emissores. (Figura 81).

Quando se usa água de boa qualidade, somente os filtros de tela ou disco são suficientes. Segundo Papadopoulos (1999), os filtros de tela são menos eficientes do que os de disco, mas possibilitam boa eficiência de lavagem. Para microaspersão devem ser utilizados filtros de 80 a 120 mesh, e para gotejamento, de 120 a 200 mesh.

2.3. Fatores que afetam a fertirrigação

2.3.1. Fatores relacionados ao solo ou substrato

A fertirrigação é mais usada em sistemas pressurizados, neste caso o tempo de aplicação do fertilizante que é baseado no tempo total de irrigação. Um quarto do tempo é usado para a pressurização do sistema, nos dois quartos seguintes é realizado a fertirrigação propriamente dita e o quarto restante é aplicado água pura para a lavagem de todo o sistema de irrigação (CARRIJO et al. 2004).

A frequência da fertirrigação é dependente do sistema de irrigação, do tipo de solo, da capacidade do sistema, da mão de obra disponível e da preferência do

produtor. Na fertirrigação por gotejamento é mais frequente e pode ser igual à frequência de irrigação como nos sistemas automatizados ou frequências fixas para não interferir tanto com as outras práticas na propriedade (CARRIJO et al. 2004).

Alta frequência de irrigação e a aplicação de pequenas quantidades de fertilizantes reduzem perdas por lixiviação e mantém uma ótima concentração de nutrientes na zona radicular (ZANINI et al, 2002). No comércio existem algumas de formulações já prontas para serem usadas, mas caso o produtor fazer sua própria solução nutritiva ele deve atentar para a solubilidade em água dos fertilizantes e sua compatibilidade com outros fertilizantes (Figura 82).

Compatibilidades entre fertilizantes e corretivos	
Adubos Orgânicos	
C	Nitrato de Sódio
C	Nitrato de Potássio
C	Nitrocálcio
C	Nitrato de Amônio
C	Sulfato de Amônio
C	Uréia
C	Farinha de Ossos
C	Fosfatos Naturais
C	Superfosfato Simples
C	Superfosfato Triplo
C	MAP
C	DAP
I	Escórias
I	Termofosfato
C	Cloreto de Potássio
C	Sulfato de Potássio
C	Sulfato de Potássio e Magnésio
I	Cal Virgem, Hidratada, Calcários Calcinosos
I	Calcários

C	COMPATÍVEIS: Podem ser misturados
CI	COMPATIBILIDADE LIMITADA: Devem ser misturados pouco antes da aplicação
I	INCOMPATÍVEIS: Não podem ser misturados

Fonte: LOPES, 1989.
Obs: Dependendo de certas características da Uréia, do Nitrato de Amônio e do teor de Cloreto de Sódio no Cloreto de Potássio, as misturas podem apresentar certo grau de incompatibilidade.

Figura 82. Compatibilidade entre os fertilizantes utilizados na fertirrigação.

O processo de salinização é mais comum em regiões de clima árido e semi-árido, em razão de as águas apresentarem, via de regra, maiores teores de sais e dos baixos índices de precipitação. Problemas de salinidade têm sido observados em sistemas fertirrigados sob cultivo protegido, tanto no solo quanto em substratos. Isso se deve à interceptação da precipitação natural pela cobertura da estufa, ao uso excessivo de adubação e ao manejo inadequado tanto do solo quanto da irrigação. Em solos cultivados sob ambiente protegido é bastante comum a ocorrência de salinização, que é o acúmulo de sais solúveis provenientes dos fertilizantes (TRANI, et al., 2011; DIAS et al., 2005; ZANINI et al., 2002).

A velocidade deste processo será tanto maior quanto menos controle se tiver sobre o manejo da irrigação e da fertirrigação neste sistema de cultivo. Doses elevadas de fertilizantes aliados à baixa frequência de fertirrigação promovem a elevação da concentração de sais na zona de bulbo molhado prejudicando a absorção de água e nutrientes pelo sistema radicular de plantas (TRANI, et al., 2011; DIAS et al., 2005; ZANINI et al., 2002). Podemos notar a zona de bulbo molhado nas Figuras 83 e 84.

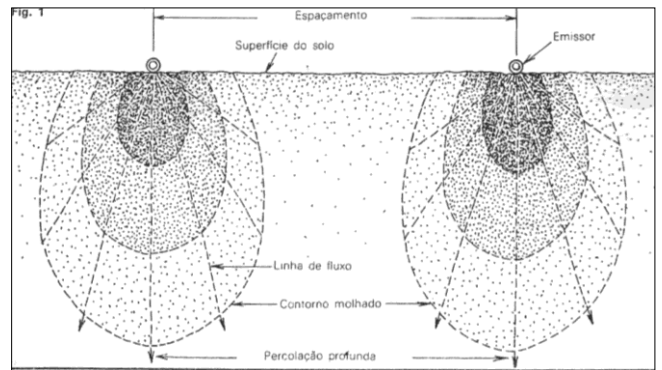


Figura 83. Zona do bulbo molhado. Fonte: Zanini et al. (2002).

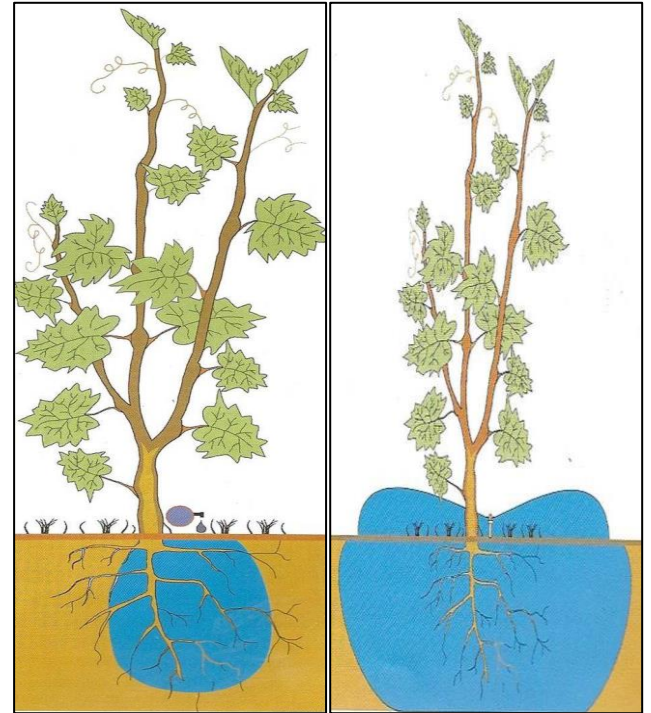


Figura 84. Comportamento da zona de bulbo molhado e distribuição do sistema radicular da videira, à esquerda sob irrigação por gotejamento e a direita sob irrigação por microaspersão. Fonte: Adaptado de Leão (2002).

A salinidade é medida por meio da condutividade elétrica (CE) da solução do solo (extrato de saturação). Entretanto, o extrato de saturação é um método trabalhoso e que em muitas regiões do Brasil não é realizado rotineiramente pelos laboratórios de análise de solos. Como alternativa, a CE pode ser estimada “grosseiramente” por meio de sua medição no extrato 1:2,5 (solo: água), tal como é realizado para medições de pH, e posterior multiplicação do valor obtido por 2,5 (TRANI, et al., 2011; DIAS et al., 2005; SCHÄFER, 2004; ZANINI et al., 2002). Condutividade elétrica da solução do solo acima de 1,5 dS m⁻¹ pode causar danos e redução de produtividade na maioria das hortaliças. Quando a salinidade da solução do solo aumenta, é necessário aplicar maior quantidade de água para se alcançar uma mesma produtividade e lixiviar o excesso de sais (TRANI, et al., 2011; ZANINI et al., 2002).

Embora existam inúmeros cátions e ânions no solo e na água, os mais comumente associados a problemas de qualidade são o cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, sulfato e os carbonatos. A concentração de sais existentes na água de irrigação não é, em geral, suficiente para prejudicar diretamente as plantas. Os danos são devidos ao acúmulo de sais no solo decorrente do manejo inadequado da fertirrigação (TRANI, et al., 2011; ZANINI et al., 2002).

Embora existam inúmeros cátions e ânions no solo e na água, os mais comumente associados a problemas de qualidade são o cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, sulfato e os carbonatos. A concentração de sais existentes na água de irrigação não é, em geral, suficiente para prejudicar diretamente as plantas. Os danos são devidos ao acúmulo de sais no solo decorrente do manejo inadequado da irrigação/fertilização e/ou drenagem deficiente (TEIXEIRA et al., 2010; RAGOZO et al., 2009; BOAVENTURA et al., 2004; BERNARDI et al., 2002b).

O acúmulo de sais solúveis no solo sob cultivo protegido tende a aumentar ao longo do tempo, portanto, medidas preventivas devem ser adotadas para retardar o processo de salinização (TEIXEIRA et al., 2010; DIAS et al., 2005; CAVINS et al., 2000). Dentre as principais medidas para prevenir ou minimizar os problemas de salinidade, destacam-se a utilização racional dos fertilizantes altamente solúveis, a aplicação periódica de esterco de gado ou composto orgânico, o preparo adequado do solo com subsolagem entre um cultivo e outro, a percolação (“lavagem”) do excesso de sais, o monitoramento constante da CE e a escolha de espécies tolerantes à salinidade. O uso de cobertura do solo pode diminuir a salinização, principalmente próximo à superfície, por reduzir a evaporação da água e a deposição de sais nesta camada superficial do solo. A percolação dos sais solúveis requer a aplicação de grandes quantidades de água sobre a superfície do solo. Portanto, o solo deve possuir boa capacidade de infiltração. A quantidade de água necessária depende do tipo de solo e do tipo e concentração de sais. De um modo geral, deve-se aplicar uma lâmina equivalente a, no mínimo, duas vezes a lâmina máxima de água que pode ser retida pelo solo na profundidade explorada pelas raízes (TRANI et al., 2011; SOUZA et al., 2006; DIAS et al., 2005).

O uso da fertirrigação no cultivo de hortaliças e frutas tem trazido aumentos em produtividade e melhoria das características comerciais e de qualidade dos produtos. Entretanto, para que estes resultados sejam mantidos ao longo dos anos, é necessário que a fertirrigação seja praticada de forma tecnicamente segura, le-

vando em consideração todos os fatores que influenciam a fisiologia e a nutrição das plantas, e a fertilidade do solo, a fim de se obter sucesso agrônomico, sem riscos ambientais, como a salinização e a contaminação dos recursos hídricos (TRANI et al., 2011; DIAS et al., 2005; BIANCO & FOLEGATTI, 2002).

2.3.2. Fatores relacionados à água de irrigação

Os produtores de frutas e hortaliças devem ter muita atenção quanto às características da água de irrigação, pois alguns problemas decorrentes da má qualidade da água utilizada podem ocorrer, como: queima das plantas; entupimento dos orifícios dos gotejadores ou microaspersores; e contaminação das plantas por doenças fúngicas e bacterianas (TEIXEIRA et al., 2010 e 2009; SCHÄFER, 2004; ZANINI et al., 2002).

Nas Tabelas 22 e 23 são apresentados parâmetros para avaliação da qualidade da água de irrigação para hortaliças, referentes aos níveis críticos acima dos quais poderão ocorrer danos ao desenvolvimento das hortaliças, ou possibilidade de formação de resíduos causando problemas nos sistemas de irrigação, ou ainda possibilidade de reações químicas, afetando a disponibilidade de elementos, entre outras consequências.

O pH da água não deve ser inferior a 5,0-5,5. A condutividade elétrica da água (C.E.) era expressa em mmhos cm^{-1} , posteriormente em (Siemens) dS m^{-1} e atualmente em mS cm^{-1} . Deve-se observar que $1 \text{ dS m}^{-1} = 1 \text{ mS cm}^{-1}$, corresponde a aproximadamente 640 mg de sal por litro de água (TEIXEIRA et al., 2010 e 2009; SCHÄFER, 2004; ZANINI et al., 2002).

Tabela 22. Características físicas e químicas que devem ser consideradas na água utilizada para fertirrigação.

Análises	Níveis de Risco		
	Nenhum	Alto	Severo
pH	5,5 - 7,0	<5,5 ou > 7,0	<4,5 ou > 8,0
CE (mS/cm)	< 0,75	0,75 - 3,0	> 3,0
Cloro (ppm)	<70	70 - 300	> 300
Ferro (ppm)	< 0,20	0,20 - 0,40	> 0,40
Sódio (ppm)	< 70	70 - 180	> 180

Fonte: Adaptado de Zanini et al. (2002).

Tabela 23. Tensão crítica de água no solo, para reinício das irrigações em algumas hortaliças.

Hortaliças	Tensão (kPa)
Alface	10-20
Melão	10-50
Pepino	15-50
Pimentão	10-30
Tomate	10-30
Hortaliças em geral	10-30

Fonte: Adaptado de Trani et al. (2011).

Tabela 24. Efeito de diferentes níveis de salinidade de substratos e do solo sobre o desenvolvimento das plantas (valores válidos para uma solução na proporção água: solo de 2:1).

C E mS cm ⁻¹		Resposta das plantas (TAVEIRA, 2000)
<0,24	Baixa	
0,25–0,75	Adequada para mudas pequenas e plantas sensíveis à salinidade.	
0,75–1,75	Adequada para plantas já estabelecidas ou adultas. Faixas superiores podem reduzir o crescimento de espécies e variedades mais sensíveis.	
1,75–2,25	Elevada, os limites superiores podem resultar em “queimas” de bordos das folhas. Nesses níveis não se recomenda deixar secar o substrato.	
>2,25	Alto potencial de queima das folhas, danos ao sistema radicular e paralização do crescimento. Possíveis sintomas de murchamento das plantas.	
CE, mS cm ⁻¹		Resposta das plantas (Zanini et al., 2002)
0–2,0	Os efeitos da salinidade nas plantas são imperceptíveis	
2,0–4,0	A produtividade das plantas muito sensíveis à salinidade poderá ser reduzida	
4,0–8,0	A produtividade das plantas muito sensíveis à salinidade é reduzida significativamente	
8,0–16,0	Somente plantas tolerantes à salinidade podem produzir satisfatoriamente	
>16,0	Poucas plantas tolerantes à salinidade produzem satisfatoriamente	

Fonte: Taveira (2000); Zanini et al. (2002).

O termo RAS significa a relação de adsorção de sódio, sendo dado pela equação: $RAS = Na / [(Ca + Mg) / 2]^{1/2}$. A literatura internacional mostra que há comportamentos distintos das diferentes hortaliças com relação à tolerância ao eventual excesso de elementos como o boro, sódio, cloro, tanto na água de irrigação como no solo, conforme citado por Lorenz e Maynard (1988) e Zanini et al. (2002).

A beterraba e a cebola, por exemplo, toleram até 4,0 mg L⁻¹ de boro na água de irrigação, enquanto quantidades em torno de 1,0 a 2,0 mg L⁻¹ de boro prejudicam o desenvolvimento de outras hortaliças como pimentão, alcachofra e feijão vagem (TRANI et al., 2011).

Muitos aspectos ligados às plantas têm influência sobre o manejo de irrigação e fertirrigação (TEIXEIRA et al., 2010 e 2009; TAVARES et al., 2007). O sistema radicular pode ter diferentes formas e volumes, assim explorando porções diferenciadas de solo e consumindo diferentes quantidades de água.

2.3.3. Fatores relacionados às plantas

A sensibilidade ao déficit hídrico também é diferenciada entre e dentro de espécies vegetais, afetando assim a frequência de irrigação (intervalo de tempo entre as irrigações). Outros fatores importantes são as diferentes quantidades de nutrientes extraídas do solo e a sensibilidade das plantas à salinidade do solo. Espécies vegetais são classificadas conforme a tolerância aos diferentes níveis de salinidade no solo ou no substrato (Tabelas 24 e 25). A quantidade de nutrientes e de água depende das diferentes fases fenológicas que a planta se encontra no estágio vegetativo ou reprodutivo (TEIXEIRA et al., 2010; TAVARES et al., 2007; DIAS et al., 2005).

Tabela 25. Mínimo e máximo de valores de CE (ds m⁻¹) para algumas culturas. Mínima CE não reduz a produtividade. Máxima CE elimina a produtividade.

Cultura	CE	
	Mínima	Máxima
Figo	2,7	14,0
Laranja	1,7	8,0
Limão	1,7	8,0
Maçã	1,7	8,0
Tomate	2,5	12,5
Pimenta	1,5	8,5
Pepino	2,5	10,0
Cebola	1,2	7,2
Cenoura	1,0	8,0

Fonte: Trani et al. (2011).

Por exemplo, a cultura do pessegueiro tem um sistema radicular que inicialmente é pivotante, mas se ramifica lateralmente, sendo que suas raízes se concentram nos primeiros 50 cm, cerca de 90% estão concentrados até esta profundidade (TAVARES et al. 2007). Segundo estes autores na região de Pelotas-RS, os solos armazenam até 50 mm, o que equivale a 50 L m⁻², então o sistema radicular e o tipo de solo definem a quantidade de água necessária.

Para saber a necessidade nutricional da cultura devemos atentar para as recomendações de adubação que levem em consideração a quantidade de nutrientes no solo, nos tecidos foliares (frutíferas perenes), e o que será extraído pelas culturas (CQFS-RS/SC, 2004). Então se devem coletar amostras do solo ou substrato (no caso de cultivos em recipientes) antes de instalar a cultura e enviá-las ao laboratório de solo mais próximo. Assim de posse dos dados da quantidade de nutrientes disponíveis no solo e da quantidade necessária para atingir a produção esperada pode-se calcular a dose de nutrientes e a quantidade de fertilizantes necessária.

Por exemplo, na cultura da videira, os períodos de maior necessidade hídrica são na brotação, na emissão de botões florais, na frutificação e no início de desenvolvimento dos frutos. Já os períodos de menor necessidade hídrica são na maturação e colheita dos frutos e na semi-dormência (BUSATO et al. 2011; BRUNETTO et al. 2009). Devemos levar em consideração a região onde se cultiva a videira e da quantidade e época de ocorrência de precipitação pluviométrica, aí poderemos ter uma ideia da frequência de irrigação. Em regiões que possuem regime hídrico com distribuição mais ou menos uniforme no decorrer do ano teremos menos necessidade de irrigação do que em regiões com desuniformidade de chuvas no decorrer do ciclo da videira. Também se deve considerar a quantidade de água aplicada a cada irrigação pelo sistema utilizado, gotejamento ou microaspersão (BUSATO et al. 2011; BRUNETTO et al. 2009; REISSER Jr et al., 2007). Na **Tabela 26** apresentamos o coeficiente da cultura (Kc) para diferentes espécies hortícolas mostrando os diferentes períodos de necessidade hídrica.

Tabela 26. Coeficiente de cultura (Kc) para a estimativa do consumo de água para algumas hortaliças. I = emergência até 10% do desenvolvimento, II = de 10% até 75% do desenvolvimento (floração), III = da floração até o início de maturação, IV = da maturação até a última colheita.

Hortaliças	Fases de desenvolvimento da cultura			
	I	II	III	IV
Alface	0,85	0,90	1,00	0,95
Melão	0,35	0,70	1,05	0,70
Pepino	0,35	0,70	1,00	0,75
Pimentão	0,40	0,70	1,05	0,85
Tomate	0,40	0,75	1,10	0,80

Fonte: Adaptado de Trani et al. (2011).

Desta forma, conhecendo a quantidade de água e de nutrientes minerais que a planta necessita em suas diferentes fases, podemos calcular a quantidade de nutrientes que podemos aplicar via água de irrigação. Também é necessário o monitoramento dos níveis de salinidade da água de irrigação, da solução nutritiva e do solo ou substrato. Cuidar para não ultrapassar o limite de salinidade tolerado pela cultura que se está fertirrigando (TRANI et al., 2011; TEIXEIRA et al., 2010; RAGOZO, et al., 2009; SOUZA et al., 2006; BIANCO & FOLEGATTI et al., 2002; VILLAS BÔAS et al., 2002b; ZANINI et al, 2002).

2.3.4. Fatores relacionados aos fertilizantes e à contaminação do meio ambiente

A salinização é o processo de aumento de concentração de sais na superfície do solo (ou dos substratos), trazendo prejuízos ao desenvolvimento e à produção de plantas hortícolas de modo geral (SOUZA et al.,

2012; TRANI et al., 2011; TEIXEIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2006; BIANCO & FOLEGATTI et al., 2002; VILLAS BÔAS et al., 2002b; ZANINI et al, 2002). Nas **Figuras 85 a, b, c**, podemos notar os efeitos da alta salinidade do solo ou substrato na folha de *Citrus* spp. e na **Figura 85 d** na folha de pepino. E na **Figura 86** notamos os efeitos da alta salinidade no substrato em folhas de porta-enxertos do gênero *Citrus* spp.

Alguns fertilizantes podem causar problemas de salinidade pelo manejo inadequado, quando se utiliza uma dose muito elevada ou suas características não foram observadas corretamente (ZANINI et al., 2002). Nas **Tabelas 27 e 28** são apresentadas algumas características sobre a salinidade de alguns fertilizantes utilizados na fertirrigação. O valor do índice salino é mostrado de forma relativa, sendo que o índice 100 é atribuído ao nitrato de sódio (NaNO₃) e o outros fertilizantes são comparados com ele. Este índice salino do fertilizante é considerado o índice global e o índice salino por unidade de nutriente é o índice parcial.

A água de irrigação, alguns fertilizantes de alto índice salino, a evaporação da água de superfície e a má drenagem de alguns solos e substratos são em parte responsáveis pelo aumento na salinização. Uma das maneiras de se medir a salinidade dos substratos e do solo consiste na determinação da condutividade elétrica (C. E.), em que se mede a concentração de íons em uma solução água:solo, ou água:substrato em geral na proporção 2:1 (SCHÄFER, 2004).

A **Tabela 28**, citada por Taveira (2000), mostra os efeitos de diferentes faixas de salinidade em substratos, utilizados para produção de mudas de diferentes plantas. A interpretação dessa tabela pode ser estendida para o efeito da salinidade no solo sobre as culturas. Algumas medidas para evitar ou minimizar os efeitos da salinização são: incorporar fertilizantes orgânicos no solo; aplicar cobertura morta (*mulching*) para diminuir a evaporação da água de superfície; utilizar fertilizantes com baixo índice salino; realizar periodicamente irrigação com água pura visando à lavagem dos sais em excesso, aração e gradação do solo com diferentes profundidades evitando-se a compactação e facilitando a drenagem. Sempre que for possível, é importante alternar os períodos entre aplicação de fertilizantes e água pura (TAVEIRA et al., 2000).

O índice salino, a condutividade elétrica e o índice de acidez e alcalinidade de alguns fertilizantes são apresentados na **Tabela 29**. Deve-se também conhecer a compatibilidade dos adubos quando de sua mistura para aplicação na água de irrigação. Os adubos contendo fósforo e enxofre não devem ser misturados àqueles que contenham cálcio, evitando-se a formação de fosfatos e sulfatos insolúveis.

Tabela 28. Principais fontes de fertilizantes utilizados na fertirrigação.

Fertilizantes	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)	Ca (%)	Mg (%)	Solubilidade (g L ⁻¹)	pH
Nitrato de amônio	32					1180	5,0
Nitrato de cálcio	14			18	1	1340	6,5
Nitrato de potássio	13		44			320	9,0
Sulfato de amônio	20					700	5,7
Uréia	45					780	7-9
Fos. Monoamônio (MAP)	9	48				230	4,9
MAP purificado	11	60				310	5,0
Fosf. Diamônio (DAP)	16	45				420	
Ferticare NK	13		44		0,5	315	6,0
Cálcio Nítrico	10			12		alta	
Cloreto de potássio			58			340	
Sulfato de potássio			48			110	
Fosfato Monopotássico (MKP)		52	34			330	4,5
Hidronutri (quimifol)	7	3	10		+ micro		
Micronutrientes							
Sulfato de manganês			31 % de Mn			600	6,0
Sulfato de cobre Pentahidratado			25 % Cu			240	4,0
Sulfato de Zinco			21% de Zn			160	5,0

Fonte: Adaptado de Zanini et al. (2002).

Tabela 29. Índice de salinidade de alguns adubos.

Adubos	Índice global	Índice parcial
Nitrogenados		
Nitrato de amônio (35,0%)	104,7	2,99
Nitrato de cálcio (11,9%)	52,5	4,41
Nitrato de sódio (16,3%)	100,0	6,06
Fosfato monoamônico (12,2%)	29,9	2,45
Fosfato diamônico (21,2%)	34,3	1,61
Uréia (46,6%)	75,4	1,62
Fosfatados		
Fosfato monoamônico (61,7%)	29,9	0,49
Fosfato diamônico (53,8%)	34,3	0,64
Superfosfato simples (16,0%)	7,8	0,49
Superfosfato simples (18,0%)	7,8	0,43
Superfosfato simples (20,0%)	7,8	0,39
Superfosfato (45,0%)	10,1	0,22
Superfosfato (48,0%)	10,1	0,21
Potássicos		
Cloreto de potássio (50,0%)	109,4	2,19
Cloreto de potássio (60,0%)	116,3	1,94
Nitrato de potássio (44,0%)	73,6	1,58
Sulfato de potássio (54,0%)	46,1	0,85
Sulfato de potássio + Mg (21,9%)	43,2	1,97
Outros		
Calcário dolomítico (19,0%)	0,8	0,042

Fonte: Adaptado de Lorenz; Maynard (1988).

Uma maneira prática de se evitar este problema consiste em aplicá-los separadamente, por exemplo, de manhã e à tarde. Sempre que possível deve-se proceder às misturas de fertilizantes no fim da tarde, pois alguns resíduos que não se dissolverem durante a noite deverão se depositar no fundo dos tanques, diminuindo-se os riscos de entupimento do sistema de irrigação.

No cálculo das quantidades de fertilizantes a serem aplicados às culturas em geral, deve-se conhecer sua composição e os teores de nutrientes. Além disso, os adubos de alta solubilidade são os mais indicados para a fertirrigação, evitando-se problemas de entupimento dos equipamentos por sais não dissolvidos.

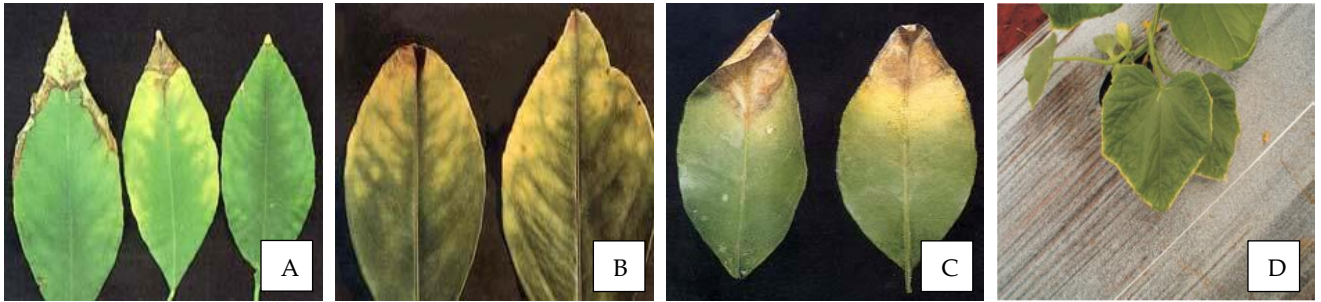


Figura 85. Sintomas de alta salinidade no solo ou no substrato, iniciando pela necrose do ápice e das bordas da folha em citros (A, B, C), e queima dos bordos da folha do pepino devido ao excesso de potássio (D). Foto Oliveira Basseto Júnior. **Fonte:** Trani et al. (2011).



Figura 86. Limoeiro 'Cravo' com amarelecimento (clorose) das folhas, no detalhe com a seta branca, em comparação as plantas com folhas de coloração verde-escuro, no detalhe com a seta preta (A). Folhas de limoeiro 'Cravo' e citrumeleiro 'Swingle' apresentando bordos queimados, sintoma de excesso de sais no substrato, no detalhe mostrado pela seta vermelha (B). EEA/UFRGS, Eldorado do Sul, RS, 2007. **Fonte:** Teixeira et al. (2008).

As **Tabelas 28 e 29** também apresentam as características de alguns fertilizantes: a composição, os teores de nutrientes e a solubilidade de alguns fertilizantes comerciais.

Os fertilizantes, em geral, contêm sais que podem elevar a concentração salina da água de irrigação com consequências negativas para o desenvolvimento das frutas e hortaliças cultivadas. Segundo Papadopoulos (1999), a água de irrigação com a condutividade elétrica (CE ou EC) superior a 1,44 e 2,88 mS cm⁻¹ apresenta riscos, respectivamente, de salinização moderada e alta. O efeito residual dos fertilizantes sobre o pH do solo e da água de irrigação, pode ser estimado conhecendo-se os índices de acidez e alcalinidade desses produtos.

Souza et al. (2006) trabalharam com a laranja variedade 'Natal' enxertada sobre limoeiro 'Cravo', com quatro anos de idade. Foram utilizadas duas doses de nutrientes (200; 40 e 160 kg ha⁻¹, respectivamente de

N, P₂O₅ e K₂O e sua metade) e três formas de aplicação (adubação sólida sem irrigação, adubação sólida irrigada e fertirrigação), totalizando seis tratamentos. Os autores avaliaram a dinâmica de íons no solo nas profundidades de 0-20; 20-40 e 40-60 cm e também coletaram a solução do solo, por meio de extratores de solução colocados em todas as parcelas, nas profundidades de 30 e 60 cm, durante três anos consecutivos. As maiores concentrações de íons na solução do solo, condutividade elétrica e teores de N-NH₄ e N-NO₃ ocorreram com a aplicação de fertilizantes via fertirrigação. A movimentação de P para camadas mais profundas do perfil do solo foi facilitada pela fertirrigação.

Este padrão ocorreu nas duas profundidades amostradas, evidenciando que existe grande potencial de perda de nitrogênio por lixiviação. Perdas de nutrientes por lixiviação podem causar acidificação do solo,

assim devem-se ter cuidados ao uso da técnica de fertirrigação em solos de regiões tropicais (SOUZA et al., 2006).

Segundo Zanini et al. (2002), o potencial salino é maior em solos secos e pode ser minimizado com a manutenção do solo úmido. Desta forma em locais com baixa ocorrência de precipitação pluviométrica ou em ambiente protegido o produtor deve optar por irrigar com baixos volumes de água e com maiores frequências de irrigação (Figura 87). Na Tabela 30 podemos notar a condutividade elétrica na solução conforme a frequência de fertirrigação utilizada na cultura do pimentão. Laurindo et al. (2010), trabalhando com laranja [*Citrus sinensis* (L.) Osbeck], avaliaram a distribuição de potássio, cálcio, magnésio e fósforo em solo tropical, em função da fertirrigação utilizando os sistemas de irrigação por microaspersão e por gotejamento.

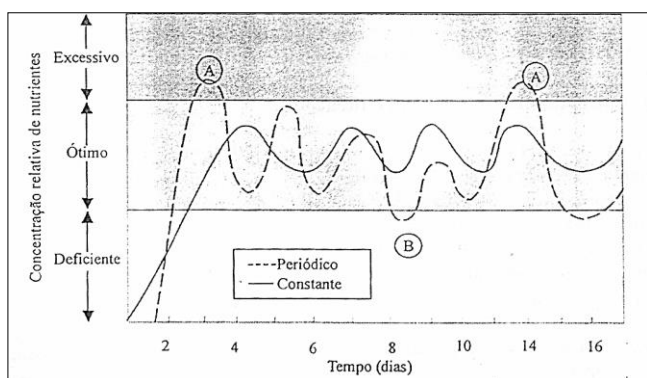


Figura 87. Frequência da fertirrigação: Periódica x Constante. Concentração de nutrientes devido à aplicação periódica, comparada com o programa de aplicação constante. Fonte: Zanini et al. (2002).

Tabela 30. Condutividade elétrica da solução em função da quantidade e frequência de aplicação de nitrato de cálcio na cultura do pimentão.

Frequência de aplicação	Adubo (g/planta)	C.E. (dS/m)
A cada 2 dias	1,8	2,76
A cada 3 dias	2,7	3,75
A cada 4 dias	3,6	4,74
A cada 5 dias	4,5	5,74
A cada 7 dias	6,3	7,72
A cada 15 dias	13,5	15,70

Fonte: Zanini et al. (2002).

Foi observado, sob o emissor, depleção nos teores de Ca^{++} e Mg^{++} sob os tratamentos por gotejamento desde a superfície do solo até 60 cm de profundidade (LAURINDO et al., 2010). Já os teores de P aumentaram, com mais evidências na camada de 0 cm a 20 cm. Na fertirrigação por microaspersão, observaram uma distribuição mais homogênea desses nutrientes tanto na direção transversal à linha de plantas quanto em

profundidade. As lâminas de irrigação aplicadas não interferem na distribuição de K^{+} aplicado por fertirrigação e do Ca^{++} e Mg^{++} no solo em profundidade, mas os autores notaram que menores lâminas de irrigação promovem maior concentração de P na camada mais superficial do solo, e lâminas maiores carregam o P para camadas mais profundas do solo.

Mesmo sob irrigação por gotejamento, a fertirrigação pode promover a perda de nutrientes por lixiviação, como $N-NH_4$, $N-NO_3$, Ca^{++} e Mg^{++} (Souza et al., 2006; Laurindo et al., 2010). Assim devem-se ter cuidados para o uso desta técnica, pois mesmo com uma dose menor de fertilizantes ainda assim é possível ocorrer à contaminação de solos devido ao acúmulo destes nutrientes no lençol freático. Mais informações sobre a contaminação de solos devido à aplicação de fertilizantes e por outros fatores são discutidos por Bastos et al. (2016); Lourenzi et al. (2016); e Kaiser et al. (2016), respectivamente nos capítulos 3, 4 e 6 da parte II “Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil - Impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água”.

2.3.5. Fatores relacionados ao custo/benefício

Duenhas et al. (2002) avaliaram o desempenho da laranja ‘Valência’ fertirrigada com diferentes doses de nitrogênio, fósforo e potássio, mostraram a diferença entre a aplicação de NPK da forma tradicional e por microaspersão. A frequência de fertirrigação foi mensal e a aplicação convencional foi parcelada com três aplicações. Utilizou-se um emissor por planta, localizado na posição média entre duas plantas. As doses de fertilizante foram estabelecidas de acordo com os resultados das análises de folhas e solos segundo Quaggio et al. (1997), que foram de 200 $kg \cdot ha^{-1}$ de N; 60 $kg \cdot ha^{-1}$ de P_2O_5 ; 100 $kg \cdot ha^{-1}$ K_2O e 2 $kg \cdot ha^{-1}$ de B. Os autores observaram que não houve diferença na produtividade e qualidade dos frutos com aplicação da dose completa, de metade da dose e um terço da dose recomendada. Assim obtém-se uma economia na aplicação de fertilizantes, possibilitando um menor custo de produção e permitindo uma menor perda de nutrientes por consequente contaminação dos solos (DUENHAS et al. 2002).

Busato et al. (2011), avaliaram o manejo da irrigação e fertirrigação com diferentes doses de nitrogênio sobre as características químicas da videira ‘Niágara Rosada’, no município de Colatina-ES. Foram avaliadas três doses de nitrogênio, aplicadas via fertirrigação: 35, 70 e 140 $g \cdot planta^{-1}$ e quatro estratégias de manejo de irrigação. No início do experimento até a fase

de maturação das bagas, todos os tratamentos receberam a mesma lâmina de irrigação, elevando-se a umidade do solo à capacidade de campo (M1=100%). Após este período, foram avaliadas mais três estratégias de manejo de irrigação: M2=67%, M3=33% e M4=0% da lâmina correspondente ao tratamento M1. O manejo da irrigação foi realizado com base na umidade do solo, utilizando-se uma bateria de três tensiômetros instalados a 0-20, 20-40 e 40-60cm de profundidade a uma distância de 50cm das plantas, durante todo o período do experimento. O turno de rega foi fixado em quatro dias.

A aplicação de nitrogênio afeta as características químicas da baga da videira 'Niágara Rosada', aumentando os valores de sólidos solúveis e pH, e diminuindo a acidez titulável (BUSATO et al. 2011; BRUNETTO et al. 2009). As estratégias de manejo da irrigação diferenciaram os valores de sólidos solúveis e acidez titulável, mas não apresentaram influência sobre o pH das bagas. Brunetto et al. (2009), trabalhando com a uva 'Cabernet Sauvignon', no Município de Bento Gonçalves (RS), observaram que a aplicação de doses de N aumentou de forma linear os valores de sólidos solúveis (°Brix) e pH das bagas. Mas a produção máxima foi atingida com a aplicação de 15 a 30 kg ha⁻¹, confrontando com as doses de 45 a 60 kg ha⁻¹.

Para que seja viável a fertirrigação é necessário que produtor esteja atento à necessidade de instalação de um sistema de irrigação. Uma vez que os períodos de déficit hídrico podem ou não coincidir com os períodos de maior necessidade hídrica requerida pela cultura. Em determinadas regiões existem déficits hídricos de ocorrência natural, enquanto outras apresentam períodos chuvosos precedidos de períodos de seca e ainda há regiões com regime hídrico regular ao longo do ano, mas com escassez de chuvas regionalizadas, principalmente no verão (MADAIL et al., 2008; REISSER Jr et al., 2007).

No Brasil, no Nordeste e no Centro-Sul, muitas regiões sofrem naturalmente com longos períodos de estiagem, fazendo com que a produção de hortifrutigranjeiros seja irrigada. Já nos estados do Sul do Brasil, como Rio Grande do Sul e Santa Catarina, tem como características a ocorrência de períodos de estiagens com alguma regularidade no final da primavera \ início do verão e no final do verão (MADAIL et al., 2008). Nestes períodos várias culturas encontram-se em estágios fenológicos que necessitam alta quantidade de água e podem ter o rendimento prejudicado, como a videira e as rosáceas (pessegueiro e ameixeira). Também há a produção de hortaliças de ciclo curto, como as folhosas e os cultivos em ambiente protegido que re-

querem irrigação periódica. Neste contexto de necessidade de irrigação, a fertirrigação entraria como uma ferramenta que maximiza o uso do sistema de irrigação e diminui o custo com a mão de obra necessária para aplicação de fertilizantes.

Na região Sul do Brasil, Madail et al. (2008) por exemplo, comparou um pomar de pessegueiro irrigado e outro não irrigado, na mesma propriedade, assim, mantendo todo os demais fatores de produção de forma equivalente. O resultado foi que a técnica de irrigação representou ganhos na produtividade e no tamanho da fruta aumentando assim a receita do produtor. Segundo os autores a utilização da técnica de irrigação por gotejamento, utilizada sete vezes durante o ciclo de produção, proporcionou um aumento de 20% na produção de pêssegos e mostrou-se totalmente viável.

Fica evidenciado que a possibilidade de produzir frutas e hortaliças com menores quantidades de fertilizantes mantendo a qualidade e produtividade, quando o produtor opta pelo uso da fertirrigação. A menor quantidade de fertilizantes, aplicada na zona de distribuição do sistema radicular reduz a perda de nutrientes por lixiviação e conseqüente poluição ambiental. Além disso, há a economia de fertilizantes e mão de obra na aplicação destes, reduzindo o custo de produção e possibilitando um aumento na renda do produtor.

2.4. Fertirrigação no cultivo em recipientes

No sistema de produção em recipiente, o substrato possibilita o desenvolvimento do sistema radicular, servindo como suporte das plantas, fazendo-se necessária as irrigações e fertilizações frequentes. Para tanto é de fundamental importância o conhecimento de suas características físicas, químicas e biológicas (FERMINO et al., 2000, RÖBER, 2000; e SCHMITZ et al., 2002).

Existe uma grande variedade de substratos de origem mineral ou orgânica, natural ou sintética, com características diferentes do solo, não ocorrendo um material ou uma mistura de materiais considerada ideal para todas as espécies cultivadas em recipientes (SCHMITZ et al., 2002). Os diferentes materiais utilizados nos substratos comerciais são: casca de pinus composta, turfa, serragem, vermiculita, perlita, carvão moído, fibra de coco, casca de acácia, casca de arroz carbonizada, bagacilho de cana de açúcar e húmus (OLIVEIRA et al., 2001; ZANETTI et al., 2001).

As principais características químicas avaliadas em substratos são pH, a capacidade de troca de cátions (CTC), a condutividade elétrica (CE) e/ou teor total de

sais solúveis (TTSS) e a quantidade em macro e micronutrientes. As características físicas mais importantes são: a densidade de volume, a porosidade total, o espaço de aeração, a retenção de água a baixas tensões de umidade (CAVINS et al., 2000; JABUR et al., 2002; SCHÄFER 2004; BAILEY et al., 2005a e b; FOCHE-SATO et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2010). As características biológicas referem-se à ausência de pragas e moléstias, especialmente nematóides e gomose (*Phytophthora* sp.), bem como sementes ou propágulos de plantas daninhas e a presença de organismos benéficos, como o caso de micorrizas (SCHÄFER 2004; FOCHE-SATO et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2010).

Segundo as Normas e Padrões da Secretaria da Agricultura e Abastecimento (2004), o substrato deve estar isento dos fungos *Armillaria* sp., *Phytophthora* spp., *Rhizoctonia solani*, *Rosellina* sp. e *Sclerotinia* sp. e dos nematodos *Meloidogyne* spp., *Pratylenchus* spp. e *Tylenchulus semipenetrans*, devendo ser analisado em laboratório credenciado pela Entidade Certificadora e Fiscalizadora do Estado.

O pH refere-se à reação de alcalinidade ou acidez do meio de cultivo e tem influência na disponibilidade de nutrientes e efeitos sobre os processos fisiológicos da planta. Em substratos com predominância de matéria orgânica, a faixa de pH mais indicada, é a de 5,0 a 5,8. Quando for à base de mineral, é de 6,0 a 6,5. Em meios com pH abaixo de 5,0 podem aparecer sintomas de deficiência de N, K, Ca, Mg e B, enquanto que com pH acima de 6,5, há os problemas com a disponibilidade de P e micronutrientes (Fe, Mn, Zn, e Cu) (Kämpf, 2000).

Segundo os critérios adotados pela União das Entidades Alemãs de Pesquisas Agrícolas para substratos, os valores de CTC tidos como referência são maiores que 12 cmol_c L⁻¹ (SCHÄFER, 2004). Este parâmetro reflete a capacidade efetiva de troca de cátions do solo ou substrato. Em outras palavras, a capacidade do solo em reter cátions próximo ao valor do pH natural.

A condutividade elétrica (CE) é um indicativo da concentração de sais ionizados na solução e a partir da densidade do material e da temperatura do substrato é possível avaliar a concentração salina com base em uma solução de referência de KCl, expressa em teor total de sais solúveis (TTSS) em g KCl L⁻¹ de substrato. A salinidade de um substrato é a fração de constituintes inorgânicos solúveis em água. Os íons dissolvidos na solução do substrato conduzem corrente elétrica na proporção direta da concentração presente. Assim, através da medida da condutividade elétrica têm-se uma indicação da concentração total de íons dissolvidos no substrato (SCHÄFER 2004; FOCHE-SATO et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2010). De modo geral, na fase de

sementeira deve-se utilizar substratos com valores iguais ou menores que 1,0 g.L⁻¹ de sais, recomendados para plantas sensíveis ao TTSS e na fase de viveiro, recomenda-se substratos com níveis de 1,0 a 2,0 g.L⁻¹ de TTSS, considerados para plantas tolerantes a salinidade (SOUZA & SCHÄFER, 2006).

As propriedades físicas de um substrato são primariamente mais importantes do que as propriedades químicas, já que as primeiras não podem ser facilmente modificadas (Zanetti et al., 2001). As características físicas de maior importância para determinar o manejo dos substratos são granulometria, densidade, porosidade e curva de retenção de água. A definição da granulometria do substrato, ou proporções entre macro e microporosidade e, conseqüentemente, relações entre ar e água, permite sua manipulação e, portanto, sua melhor adaptação às situações de cultivo, pois possibilita diferentes proporções entre macro e microporosidade e, por conseguinte, diferentes relações entre ar e água (FERMINO et al., 2000).

A caracterização física constituiu-se na determinação da distribuição do tamanho das partículas (granulometria), utilizando-se peneiras com diferentes malhas de abertura (não foi feito então não é necessário detalhar tanto) e da determinação da porosidade total (volume de água retido nas amostras saturadas), espaço de aeração (volume de água liberado entre 0 e 10 hPa), água facilmente disponível (volume de água liberado entre 10 e 50 hPa de tensão), água tamponante (volume de água liberado entre 50 e 100 hPa de tensão) e água remanescente (volume de água retido nas amostras depois de aplicada a tensão de 100 hPa), através da curva de retenção de água, de acordo com metodologia descrita por DeBoodt & Verdonck (1972).

A densidade expressa a relação entre a massa e o volume do substrato e, em geral, a densidade seca é utilizada como parâmetro de avaliação, pois a densidade úmida (com a umidade original do substrato) depende muito do teor de água presente no mesmo. Normalmente, os valores de referência de densidade seca para substratos é de 350 a 500 kg.m⁻³ (SCHMITZ 1998). No entanto, Schmitz (1998) salientou que os valores recomendados por esses autores se referem a cultivos em vasos plásticos, não havendo maiores inconvenientes para a utilização de substratos com baixos valores de densidade, no cultivo em bandejas multicelulares, pois nessas a baixa densidade não compromete a estabilidade do recipiente e facilita o manuseio, por proporcionar maior leveza. Segundo Kämpf (2000), valores adequados para vasos de até 15 cm de altura, devem ter densidade seca entre 200 a 400 kg.m⁻³.

Os conceitos de espaço de aeração e água disponível estão alicerçados na curva de retenção de água. O

espaço de aeração é caracterizado como volume de macroporos preenchidos com ar, em condições de saturação hídrica e após livre drenagem. Nas mesmas condições, a água disponível se refere aos microporos preenchidos com água (entre 10 e 100 cm de coluna de água). O conhecimento da curva de retenção de um determinado substrato permite ao produtor programar o manejo mais adequado da irrigação, na medida em que ele pode determinar a quantidade de água a ser aplicada para uma espécie vegetal específica, cultivada num determinado recipiente (FERMINO et al., 2000).

A capacidade, altura, formato e material de composição do recipiente também exercem influência na relação ar:água dos substratos (BAILEY et al., 2005a e ZANETTI et al., 2001b). A granulometria fina é uma importante característica para os substratos recomendados para a produção de mudas em recipientes do tipo tubete, (0,05 a 0,12 dm³), pois evita a formação de grandes espaços de ar dentro dos mesmos e que dificultariam o melhor desenvolvimento das raízes neste tipo de recipiente de menor volume. Por outro lado, partículas de menor diâmetro são responsáveis pela formação de poros menores (microporos e ultramicroporos), que são ocupados por água.

Um substrato tido como referência deve ter uma relação poro:sólidos equilibrada que propicie trocas gasosas, assim, este deve conter 15% de sólidos e 85% de poros, aproximadamente (KÄMPF, 2000). O volume de substrato ocupado pelo espaço de aeração deve estar numa faixa de 20 a 30 %, segundo DeBoodt & Verdonck (1972). O somatório da água facilmente disponível e da água tamponante representa o volume de água disponível às plantas, os valores de referência para estes parâmetros são de 20 a 30 % e próximo a 5 %, respectivamente (DEBOODT & VERDONCK, 1972). Já a água remanescente, aquela que não está disponível às plantas, influencia algumas propriedades do substrato como a condutividade, capacidade térmica e condutividade hidráulica e seu valor de referência também está na faixa de 20 a 30 % (DEBOODT & VERDONCK, 1972).

A 'Capacidade de Vaso' indica o volume máximo de água retido pelo recipiente após a drenagem natural e depende do substrato e da altura do recipiente (KÄMPF, 2000). Segundo este conceito pode-se determinar o conteúdo máximo de água a aplicar em cada irrigação. Substratos que apresentem valores de água disponível abaixo do recomendado apresentam limitações quanto ao suprimento adequado de água de fácil absorção às plantas, sinalizando que as irrigações devem ser curtas e com intervalos menores entre cada rega. O substrato deve reter água suficiente para a planta absorver sem gastar muita energia, mas ao

mesmo tempo não deve reter água em demasia para evitar o encharcamento (SCHÄFER, 2004).

Devido ao alto custo de produção, o manejo de irrigação em estufas deve objetivar um fornecimento uniforme de água às plantas, evitando alterações bruscas na dotação hídrica dos substratos durante o desenvolvimento da cultura. O criterioso ajuste da quantidade de água aplicada somente é possível ajustando-se as taxas de vazão à capacidade de retenção de água, conhecida com base nas informações da caracterização física dos substratos (TEIXEIRA et al., 2010).

Os substratos disponíveis no mercado hortícola apresentam formulações e características distintas, e os valores de referência para suas características físicas encontrados na literatura também diferem, contribuindo dessa forma com diferentes teores de umidade para análise destes parâmetros. Também se deve considerar que há uma condição ideal para diferentes situações (tipo de planta, clima, recipiente, sistema de produção e sistema de irrigação), permitindo o desenvolvimento da muda em menor intervalo de tempo (SCHÄFER 2004; FOCHEATO et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2010). Assim, cada substrato exige um manejo diferenciado, desde a fertilização até a irrigação, em função de propriedades específicas.

Por exemplo, para Zanetti et al. (2001a e b) trabalhando com dois substratos à base de fibra de côco, um material fibroso e outro material granulado e fibroso. As mudas cítricas cultivadas no substrato fibroso apresentaram um menor valor de água disponível do que o substrato misto, devido à alta granulometria do primeiro, o que proporciona maior drenagem da água fornecida. Assim, deve-se optar pela utilização menor lâmina e maior frequência de irrigação para o substrato fibroso e maior lâmina com menor frequência de irrigação para o substrato misto.

Outras variáveis importantes a serem levadas em consideração são o tamanho e o formato dos recipientes utilizados para formação de mudas e cultivo, pois implica na quantidade de substrato a ser utilizado, na disponibilidade de nutrientes e água para as plantas, aeração, arquitetura radicial e outras variáveis ligadas à estrutura e mão-de-obra disponível no viveiro (SCHÄFER, 2004 e BAILEY et al., 2005a). Os volumes maiores promovem uma melhor arquitetura do sistema radicial, uma maior drenagem e maior aeração (GOMES et al., 2003 e BAILEY et al., 2005a).

Alguns viveiristas têm utilizado bandejas e, outros, tubetes, na fase de sementeira em ambiente protegido, ambos mostrando bons resultados. Porém, a utilização de recipientes coletivos, como no caso de bandejas de isopor, permite aos produtores um melhor

aproveitamento da área destinada à produção de mudas, além de maior facilidade no manuseio e um menor custo, em relação aos recipientes individuais, como os tubetes (TEIXEIRA et al., 2009).

Na fase de sementeira quando se utilizam recipientes com menor volume, emprega-se o método de irrigação por microaspersão e o molhamento da parte aérea da planta pode facilitar o estabelecimento de doenças fúngicas e bacterianas que são disseminadas pela água (SCHÄFER, 2004; TEIXEIRA et al., 2009). O sistema "floating", sistema que se baseia na subirrigação por capilaridade, pode ser classificado como um sistema de fluxo e refluxo (RODRIGUES, 2002). Schäfer, (2004) mostrou que este sistema foi eficiente na fase de sementeira para a produção de porta-enxertos cítricos. Em termos de altura de plantas observou-se ganhos de até 64% e de até 66,7% para área foliar, além de melhorias no aspecto fitossanitário das plantas e permitir a aplicação de fertilizantes via água de irrigação e, principalmente, uma economia significativa de água.

O uso de bandeja de isopor pode facilitar o processo, dispensando o uso de mesas, facilitando o manejo do sistema. Então, devem-se preferir sistemas de irrigação que impeçam o contato da parte aérea com a água, uniformizando a aplicação e diminuindo as perdas de água (TEIXEIRA et al., 2009).

Alterações no volume e formato do recipiente podem alterar a porosidade total do substrato, que influencia a retenção de água e a aeração, determinando um crescimento diferenciado das plantas. Além disso, o reduzido volume dos recipientes impõe restrições ao desenvolvimento radicial das mudas. Se mantidas por excessivo tempo nos mesmos, apresentarão deformações nas raízes, o que resultará, após o plantio, em diminuição na velocidade de desenvolvimento radicial e da parte aérea das plantas (BALDASSARI et al., 2003; LEAL et al., 2005).

Alguns autores têm observado o efeito de diferentes recipientes no desenvolvimento vegetativo e conteúdo nutricional no processo de produção de mudas frutíferas (OLIVEIRA & SCIVITTARO, 1993; SCHÄFER, 2004; SERRANO et al., 2004; LEAL et al., 2005; TEIXEIRA et al., 2009).

Segundo os conceitos de capacidade de vasos, a altura do substrato, ou seja, altura do recipiente é fundamental na determinação de água retida após a irrigação. Quanto maior a altura do recipiente, maior será a capacidade de aeração e menor a capacidade de retenção de água (SCHÄFER, 2004). Este autor testou o efeito de tubetes com capacidade de 50, 120 e 280 cm³ no desenvolvimento vegetativo de porta-enxertos cítricos, na fase de semeadura até o transplante e, posteriormente, da repicagem até o ponto de enxertia. Os

porta-enxertos mostraram um comportamento diferenciado, quanto ao efeito do volume de recipiente. O limoeiro 'Cravo' apresentou um incremento na ordem de 78 % do menor para o maior volume, enquanto para o 'Trifoliata' o incremento de 37 %. Já o citrangeiro 'FEPAGRO C13' atingiu maior crescimento, quando cultivado no tubete de 120 cm³. No viveiro o comportamento dos três porta-enxertos foi similar para o volume de tubete, pois, as diferenças em altura encontradas na fase de sementeira não se mantiveram na fase seguinte e as plantas cultivadas em tubetes de menor volume aceleraram seu crescimento, igualando-se às demais (SCHÄFER, 2004).

A capacidade, altura, formato e material de composição do recipiente também exercem influência na relação ar:água dos substratos. Em geral, quanto maior a altura do recipiente utilizado, menor a capacidade de água disponível, independente do material utilizado, como consequência da ação da força da gravidade (BAILEY et al., 2005a).

Há necessidade de que o desenvolvimento da parte aérea e sistema radical da planta dêem-se de forma equilibrada e harmoniosa. Tal equilíbrio é fundamental para minimizar o problema de estresse e suas consequências. Há possibilidades de que nas diferentes fases de formação das mudas, fatores desencadeadores do estresse como poda das raízes, tratos culturais inadequados e limitada capacidade de desenvolvimento do sistema radicial (BALDASSARI et al., 2003). Plantas com sistema radicial escasso ou pouco desenvolvido ou ainda, com deformações, são afetadas por restrições do seu crescimento radicial em maior profundidade do solo, quando plantadas a campo, e apresentam menor resistência sob condições de estresse hídrico, seja pelo excesso ou deficiência (BALDASSARI et al., 2003). Nesses casos, há um desequilíbrio entre o sistema radicial e a parte aérea da planta, onde o sistema radicial não tem condições de atender plenamente as exigências da parte aérea.

O ideal seria que a raiz pivotante das plantas produzidas em recipientes com substrato fosse retilínea e sem divisões, ao menos até o comprimento do recipiente. Nesse sistema de produção ocorre um grande crescimento das plantas em um curto espaço de tempo e em um espaço reduzido para o desenvolvimento das raízes (CARVALHO & LARANJEIRA, 1994). O fornecimento de nutrientes em doses adequadas e balanceadas é fundamental para estimular o crescimento máximo das mesmas.

Segundo Oliveira et al. (2001), antes da semeadura em bandejas ou tubetes e antes da repicagem dos porta-enxertos para o recipiente definitivo, recomenda-se que seja realizada a análise de fertilidade do substrato,

seguida de correção química. Esta é essencial para maximizar o desenvolvimento das plantas. Normalmente é necessário acrescentar nitrogênio, fósforo e cálcio ao substrato. O fósforo deve ser adicionado antes da semeadura, enquanto que os demais nutrientes podem ser aplicados em cobertura, por meio de formulações de liberação lenta, ou semanalmente, via fertirrigação.

Pesquisas têm mostrado que os nutrientes interferem no crescimento das plantas, mas é necessário estabelecer as doses adequadas, pois os desbalanços nutricionais podem acarretar prejuízos à muda ou hortaliça em questão, alterando sua morfologia. A aplicação de fertilizantes em excesso pode causar a salinização do substrato, sendo este um problema enfrentado com certa frequência na produção de plantas em recipientes, causando necrose de folhas, desidratação, redução do crescimento e até a morte das plantas. Este efeito pode ser explicado pela elevação da pressão osmótica do meio de cultivo, causando danos às raízes e prejudicando a absorção de nutrientes, principalmente aqueles imóveis, cujo contato com as raízes ocorre por difusão, com reflexos sobre o desenvolvimento da parte aérea (BERNARDI et al., 2000a e b; OLIVEIRA et al., 2001; SCHÄFER, 2004; TEIXEIRA et al., 2010).

Como exemplo destaca-se o efeito das interações entre os nutrientes em plantas cítricas sobre os teores foliares de nutrientes. Altos níveis de nitrogênio resultam em altos teores de nitrogênio e baixos de potássio nas folhas, porém aumentando os níveis de potássio resultam em aumento dos teores foliares deste elemento, mas não interfere nos teores de nitrogênio. Os teores de fósforo nas folhas dependem do suprimento deste e também do suprimento de nitrogênio, pois estes dois elementos estão inversamente relacionados e o nitrogênio tem efeito pronunciado sobre o fósforo. O potássio e o cálcio competem fortemente pelos mesmos sítios de absorção e o excesso de um leva à redução na absorção do outro. Esta competição também ocorre entre potássio e magnésio, porém em menor intensidade (BERNARDI et al., 2000b; BOAVENTURA et al., 2004; TEIXEIRA et al., 2010).

A extração de nutrientes por plantas cultivadas no campo é maior que quando cultivadas em substratos. As doses ideais de nutrientes para o desenvolvimento de plantas produzidas em ambiente protegido podem estar relacionadas à diferença no tamanho dos recipientes e perdas de nutrientes por lixiviação ou volatilização. As perdas de nutrientes são maiores nas plantas produzidas em recipientes e estão associadas ao manejo da irrigação. A perda total de nutrientes por lixiviação é inversamente proporcional ao volume de água

perdido por evapotranspiração das mudas, potencializando o acúmulo de sais no substrato (BERNARDI et al., 2000a; BOAVENTURA et al., 2004).

Os substratos comerciais utilizados na produção de mudas de frutíferas e hortaliças em recipientes são ditos aditivados, por possuírem uma adubação de arranque, mas requerem uma adubação complementar via fertirrigação para otimização do desenvolvimento das plantas (CARVALHO & SOUZA, 1996; BERNARDI et al., 2000a; OLIVEIRA et al., 2001; BOAVENTURA et al., 2004; ESPOSTI et al., 2004; SCIVITTARO et al., 2004; TEIXEIRA et al., 2010).

A formulação dos adubos e a frequência de adubação variam em função da variedade e da composição do substrato. Para uma adubação equilibrada, recomenda-se o monitoramento do estado nutricional das plantas por meio de análise foliar e do substrato antes da distribuição nos recipientes, procedendo-se as correções em cobertura, via água de irrigação ou da forma convencional, de acordo com a necessidade de nutrientes e da fase de desenvolvimento das mudas (OLIVEIRA et al., 2001).

Em relação ao nitrogênio, pouco utilizado na composição dos substratos, resultados de pesquisa apresentam respostas positivas no desenvolvimento de mudas cítricas produzidas em bandejas ou tubetes e em recipientes definitivos (citrovasos) com a utilização de diferentes fontes de nitrogênio, aplicados via água de irrigação ou em cobertura (CARVALHO & SOUZA, 1996; ESPOSTI, et al., 2004; SCIVITTARO et al., 2004).

O nitrogênio é um dos nutrientes requeridos em maior quantidade pelos porta-enxertos de citros, participando dos principais processos metabólicos da planta (SCIVITTARO et al., 2004). Porém, existem estudos mostrando que doses elevadas de nitrogênio podem ser prejudiciais ao desenvolvimento radicial e foliar de porta-enxertos cítricos (CARVALHO & SOUZA, 1996; SCIVITTARO et al., 2004; TEIXEIRA, 2008; TEIXEIRA et al., 2010).

Doses elevadas de nitrogênio também alteram a relação entre raízes e parte aérea (CARVALHO & SOUZA, 1996 e BERNARDI et al. 2000a). O espaço disponível para as raízes nos recipientes é limitado e o sistema radicial não pode acompanhar o crescimento da parte aérea, favorecido pela melhor nutrição dos órgãos onde se realizam atividades metabólicas nas quais, o nitrogênio exerce maior importância, como a fotossíntese (CARVALHO e SOUZA, 1996).

A irrigação localizada por gotejo, vaso a vaso, é vantajosa para a produção de mudas plantas saudáveis, por evitar a umidade excessiva no tronco, ramos e folhas e a lavagem de defensivos, além de possibilitar a

adição de fertilizantes solúveis. Neste sistema, a solução nutritiva é aplicada diretamente na zona ativa das raízes, onde a água está sendo removida e as perdas por lixiviação são menores. Também convém lembrar a flexibilidade na escolha da época de distribuição de fertilizantes em relação à exigência da cultura baseada nos estágios de desenvolvimento e fisiológico das mesmas e a possibilidade de maior parcelamento das adubações, aumentando a eficiência na utilização dos adubos pelas plantas (PAPADOPOULOS, 1999; VILLAS BOAS et al., 2002a e b).

As desvantagens desse sistema referem-se ao maior custo e ao encharcamento de alguns recipientes, devido ao consumo diferenciado de água pelas plantas em diferentes fases de desenvolvimento e em função da espécie de porta-enxerto e pela possibilidade de salinização do substrato, quando o manejo da adubação via água de irrigação não seja adequado, necessitando de monitoramento constante do pH e da condutividade elétrica (CE) e/ou teor total de sais solúveis (TTSS) (PAPADOPOULOS, 1999; VILLAS BOAS et al., 2002a).

A fertirrigação pode ser estabelecida em cima de uma solução nutritiva levando em consideração a tolerância a sais das espécies. Para plantas ornamentais, Kämpf (2000), cita que existem três grupos de plantas quanto à sensibilidade aos sais: plantas muito sensíveis, cuja adubação não pode exceder ao nível total de 1,0 g de sais por litro de substrato, plantas tolerantes à salinidade aceitam concentrações entre 1,0 – 2,0 g de sais por litro de substrato e plantas muito exigentes em nutrientes, que necessitam de adubos em doses de até 3,0 g de sais por litro de substrato. Para plantas cítricas essa classificação não foi elaborada ainda.

Schäfer (2004) avaliou a efetividade do teste 'Pour Thru' no monitoramento do pH e da salinidade de três variedades de porta-enxertos cítricos cultivados em substrato, com plantas sem adubação e plantas fertilizadas por meio de adubação líquida, provocando mudanças de pH e do teor total de sais solúveis (TTSS). O autor comparou os resultados com os obtidos via análise do substrato em laboratório, onde foram realizadas leituras de pH em água (1:2,5), segundo metodologia de Tedesco et al. (1995) e de TTSS (teor total de sais solúveis). A leitura do pH e CE, pelo método 'Pour Thru', mostrou resultados semelhantes para os diferentes porta-enxertos avaliados indicando que o mesmo pode ser empregado independentemente do porta-enxerto em cultivo. A possibilidade de uso do método 'Pour Thru' permite rapidez e confiabilidade no monitoramento do pH e salinidade, sem necessidade de destruição de plantas. (Figuras 88 e 89).



Figura 88. Etapas do teste PourThru: Irrigar até a saturação (somente água); Deixar por uma hora; Colocar um recipiente de coleta no fundo do vaso; Colocar 150 ml água deionizada; Medir condutividade elétrica (CE) e pH. **Fonte:** Adaptado de CAVINS et al. (2000).

2.5. Exemplos de recomendações de fertirrigação

2.5.1. Exemplos para a cultura do morangueiro segundo Trani et al. (2011)

A fertilização de base, com fósforo e potássio, de modo geral, é realizada com fertilizantes sólidos aplicados em pré-plantio no solo, em quantidades de acordo com a análise de solo.

A fertilização em cobertura é aplicada via fertirrigação e as doses e os tipos de fertilizantes empregados devem ser baseados na recomendação da cultura do morangueiro solo apresentada pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, levando em consideração os teores apresentados na análise de solo, e ainda considerando a extração de nutrientes pela cultura e a expectativa de produção. No caso da fertirrigação devem-se aplicar estas doses em menores quantidades e maiores frequências de aplicação de modo a minimizar as perdas

de nutrientes por lixiviação e proporcionar uma maior eficiência no uso de fertilizantes.



Figura 89. Teste PourThru em recipiente coletivo. **Fonte:** Adaptado de CAVINS et al. (2000).

Mas a seguir têm-se três exemplos de recomendações utilizadas por produtores de morango são descritas a seguir:

- (i) Recomendação número 1: 2,0 gramas por m² de canteiro de uma mistura contendo 2/3 de nitrato de cálcio e 1/3 de nitrato de potássio, a partir do florescimento, uma ou duas vezes por semana, conforme o vigor das plantas.
- (ii) Recomendação número 2: Após o florescimento, utiliza uma mistura de 1,8 kg de nitrato de cálcio; 3,2 kg de nitrato de potássio e 0,3 litros de ácido fosfórico, dissolvidos em 1.000 litros de água. Essa mistura é aplicada em 5.000 m² de canteiro, uma vez por semana. Recomenda-se dividir essas quantidades em duas aplicações por semana.
- (iii) Recomendação número 3: Aplicar após o florescimento, 1,8 g de nitrato de potássio juntamente com 3,3 g de nitrato de cálcio por m², uma vez por semana.

2.5.2. Exemplos para *Citrus* spp. segundo Trani et al. (2011)

O manejo de adubação de crescimento e de produção dos citros, realizado via fertirrigação deve se basear na recomendação da cultura dos Citros. Levando-se em consideração os teores de nutrientes no solo para a adubação de crescimento e dos teores de macro e micronutrientes encontrados nos tecidos foliares para a adubação de produção, segundo a Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Estado do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Também se leva em consideração a extração de nutrientes pela cultura e a expectativa de produção.

As quantidades de nitrogênio, potássio e fósforo requeridas durante o período de um ano por plantas cítricas, não necessitam de altas frequências de fertirrigação, como ocorre em culturas de ciclo curto. A fre-

quência de fertirrigação para culturas cítricas é geralmente a cada 15 dias nas épocas de maior demanda, os três meses após o florescimento, e acima de 20 a 30 dias nos demais períodos. Deve-se monitorar a concentração da água de irrigação na saída dos emissores, de forma que os valores de concentração não sejam muito altos e danifiquem o sistema de irrigação e aumentem a salinidade do solo.

Recomenda-se o uso de extratores de solução para avaliar a condutividade elétrica e pH e seus efeitos no solo. Os valores de condutividade elétrica do extrato de saturação devem estar abaixo de 1,4 dS m⁻¹ para não afetar o desenvolvimento das plantas. O uso contínuo de água de irrigação com concentração próxima de 1,3 dS m⁻¹ também podem provocar problemas de salinidade do solo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A técnica de fertirrigação possui um enorme potencial visando à produção de hortaliças e frutas de modo sustentável econômica e ambientalmente. Uma vez que a aplicação de fertilizantes via água de irrigação permite a aplicação de pequenas quantidades de nutrientes de cada vez e diretamente na zona de absorção do sistema radicular das culturas.

Desta forma é possível produzir com menores doses de fertilizantes e diminuindo as perdas por lixiviação e consequente contaminação de solos e do lençol freático, além de diminuir os custos de produção com aquisição de fertilizantes e mão de obra para aplicação do mesmo.

Porém vários trabalhos de pesquisa mostram que se mal-empregada, a fertirrigação pode causar perdas na produção devido aos efeitos do aumento da salinidade do solo ou substrato ou ainda agravar a lixiviação e percolação de nutrientes pelo perfil do solo.

REFERÊNCIAS

- BAILEY, D. A. et al. **Greenhouse substrates and fertilization**. Raleigh: North Carolina State University, 2005a. Disponível em: <<http://www.ces.ncsu.edu/depts/hort/floriculture/plugs/ghsubstr.pdf>> Acesso em: 01 jun. 2005.
- BAILEY, D. A. et al. **Substrate pH and water quality**. Raleigh: North Carolina State University, 2005b. Disponível em: <<http://www.ces.ncsu.edu/depts/hort/floriculture/plugs/ph.pdf>> Acesso em: 01 jun. 2005.
- BALDASSARI, R. B. et al. Declínio dos citros: Algo a ver com o sistema de produção de mudas cítricas. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 25, n. 2, p.357-360, ago. 2003.
- BERNARDI, A.C.C. et al. Desenvolvimento de mudas de citros cultivadas em vaso em resposta à adubação NPK. **Scientia Agrícola**, v. 57, n. 4, p. 733-738, out./dez. 2000a.
- BERNARDI, A.C.C. et al. Macronutrientes em mudas de citros cultivadas em vaso em resposta à adubação NPK. **Scientia Agrícola**, v. 57, n. 4, p. 761-767, out./dez. 2000b.

- BIANCO, F.; FOLEGATTI, M. V. Manejo da água e nutrientes para o pepino em ambiente protegido sob fertirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.2, p.251-255, 2002.
- BOAVENTURA, P. R. R. et al. Balanço de nutrientes na produção de mudas cítricas cultivadas em substrato. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 26, n. 2, p. 300-305, ago. 2004.
- BRUNETTO, G. et al. Produção e composição química da uva de videiras Cabernet Sauvignon submetidas à adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n.7, p.2035-2041, out. 2009.
- BUSATO, C. C. M. et al. Manejo da irrigação e fertirrigação com nitrogênio sobre as características químicas da videira 'Niágara Rosada'. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n.7, p.1183-1188, jul. 2011.
- CARRIJO O. A. et al. Produtividade do tomateiro em diferentes substratos e modelos de casas de vegetação. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.22, n.1, p.05-09, jan-mar 2004.
- CARVALHO, S. A. de; SOUZA, M. de. Doses e frequência de aplicação de nitrato de potássio no crescimento do limoeiro 'Cravo' e da tangerineira 'Cleópatra' em bandejas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 11, p. 815-822, nov. 1996.
- CAVINS, T.J. et al. Monitoring and managing pH and EC using the PourThru Extracion Method. **Horticulture Information Leaflet/NCSU**, Raleigh, n. 590, 2000. Disponível em: <<http://www2.ncsu.edu/unity/lockers/project/hortsublab/>>. Acesso em: 10 dez. 2001.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS E SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre, 2004. 400p.
- DE BOODT, M.; VERDONCK, O. The physical properties of the substrates in horticulture. **Acta Horticulturae**, Wageningen, v. 26, p. 37-44, 1972.
- DIAS, N. da S. et al. 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.
- DUENHAS, L. H. et al. Produção, qualidade dos frutos e estado nutricional da laranja Valência sob fertirrigação e adubação convencional. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.154-160, jan./abr. 2005.
- ESPOSTI, M. D. D.; SIQUEIRA, D. L. Doses de uréia no crescimento de porta-enxertos de citros produzidos em recipientes. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 136-139, abr. 2004.
- FERMINO, M. H, TRENTIN, A. L. e KÄMPF, A. N. Caracterização física e química de materiais alternativos para composição de substratos para plantas: 1. resíduos industriais e agrícolas. In: KÄMPF, A. N.; FERMINO, M. H. (Ed.) **Substratos para plantas**. Porto Alegre: Gênese, 2000, p. 241-248.
- FOCHESATO, M. L. et al. Produção de mudas cítricas em diferentes porta-enxertos e substratos comerciais. 2006. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n.5, p.1397-1403, set./out. 2006.
- GOMES J. M. et al. Crescimento de mudas de *Eucalyptus grandis* em diferentes tamanhos de tubetes e fertilização N-P-K. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 113-127, 2003.
- JABUR, M. A.; MARTINS, A. B. G. Influência de substratos na formação dos porta-enxertos: Limoeiro 'Cravo' (*Citrus limonia* Osbeck) e Tangerineira 'Cleópatra' (*Citrus reshni* Hort. ex Tanaka). **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p. 514-518, ago. 2002.
- KÄMPF, A. N. Seleção de materiais para uso como substrato. In: KÄMPF, A. N.; FERMINO, M. H. (Ed.). **Substratos para plantas**. Porto Alegre: Gênese, 2000, p. 139-145.
- LAURINDO, V.T. et al. Padrão de distribuição de K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺ e P no solo de um pomar de citros em função da fertirrigação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.5, p.909-921, set./out. 2010
- LEAL, P. L. et al. Crescimento de mudas micropropagadas de banana micorrizadas em diferentes recipientes. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal - SP, v. 27, n. 1, p. 84-87, abr. 2005.
- LEÃO, P. C. de S. **Novas tecnologias para produção de uva de mesa**. Fortaleza: Instituto Frutal, 2002. p.84
- LORENZ, O. A.; MAYNARD, D. N. **Knott's Handbook for vegetable growers**. 3 Ed. New York, USA: John Wiley & Sons, 1988. 456p.
- MADAIL, J.C.M. et al. **Viabilidade econômica da técnica de irrigação por gotejamento em pomares de pessegueiro na Região Sul do RS. Estudo de caso**. Pelotas: Embrapa de Clima Temperado, 2008. 7p (Comunicado Técnico, 185).
- MOURÃO, I. de M. **Manual de Horticultura no Modo de Produção Biológico**. Ponte de Lima: Escola Superior Agrária de Ponte de Lima/IPVC, 2007.
- NORMAS. Normas e padrões de produção de mudas de fruteiras para o Estado do Rio Grande do Sul. **Secretaria da Agricultura e Abastecimento**, Porto Alegre, 1998, 97 p.
- OLIVEIRA R.P. de; SCIVITTARO, W. B. Avaliação de mudas de maracujazeiro em função do substrato e do tipo de bandeja. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 50, n. 2, p. 261-266, set. 1993.
- OLIVEIRA, R. P. de. et al. **Mudas de citros**. Pelotas: Embrapa de Clima Temperado, 2001. 32p (Sistemas de produção 1). Disponível em: <http://www.cpact.embrapa.br/publicacoes/catalogo/tipo/sistemas/mudas/cap02.htm>. Acesso em: 03 jul. 2005.
- PAPADOPOULOS, I. Tendências da Fertirrigação: In: FOLEGATTI, M. V. (Coord.) **Fertirrigação: Citrus, Flores, Hortaliças**. Guaíba: Agropecuária, 1999. 1v. p. 11-85.
- RAGOZO, C. R. A. et al. Avaliação dos teores nutricionais em laranja 'Valência', sob fertirrigação. **Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 23-31, jan./mar., 2009.
- REISSER Jr, C. et al. Planta e Clima. In: TIMM, L.C. (Org.) **Manejo da irrigação na cultura do pessegueiro: Manual Técnico**. Pelotas: Editora da Universidade Federal de Pelotas, 2007. p. 37-62.
- RIO GRANDE DO SUL – Secretaria da Agricultura e Abastecimento. **Normas e padrões de produção de mudas de fruteiras para o Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura e Abastecimento, 2004.
- RÖBER, R.; SCHALLER, K. **Pflanzenernährung im Gartenbau**. Stuttgart: Ulmer, 1985. 352 p.
- RODRIGUES, L. R. F. **Técnicas de cultivo hidropônico e de controle ambiental no manejo de pragas, doenças e nutrição vegetal em ambiente protegido**. Jaboticabal: Funep, 2002. 762p. il.
- SCHÄFER, G. **Produção de porta-enxertos cítricos em recipientes e ambiente protegido no Rio Grande do Sul**. 2004. 129 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.
- SCIVITTARO, W. B. et al. Adubação nitrogenada na formação de porta-enxertos de limoeiro 'Cravo' em tubetes. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 131-135, abr. 2004.
- SCHMITZ, J. A. K. et al. Propriedades químicas e físicas de substratos de origem mineral e orgânica para o cultivo de mudas em recipientes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 6, p. 937-944, dez. 2002.
- SERRANO, L. A. L. et al. Efeito de sistemas de produção e doses de adubo de liberação lenta no estado nutricional de porta-enxerto cítrico. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal - SP, v. 26, n. 3, p. 524-528, dez. 2004.
- SILVA, R.J.L. et al. Efeito da poda antecipada e regime de irrigação nos teores de açúcares em uvas 'Niágara Rosada'. **Ciência e Agrotecnologia**, v.33, n.3, p.844-847, mai./jun. 2009.

- SOUZA, T. R.; QUAGGIO, J. A.; SILVA, G. O. Dinâmica de íons e acidificação do solo nos sistemas de fertirrigação e adubação sólida na citricultura. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal - SP, v. 28, n. 3, p. 501-505, dez. 2006.
- SOUZA, T. R. et al. Dinâmica de nutrientes na solução do solo em pomar fertirrigado de citros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.47, n.6, p.846-854, jun. 2012.
- TAVARES, V. E. Q. et al. **Manejo de Irrigação**. In: TIMM, L.C. (Org.) **Manejo da irrigação na cultura do pessegueiro: Manual Técnico**. Pelotas, Editora da Universidade Federal de Pelotas, 2007. p. 63-110.
- TAVEIRA, J.A.M. O manejo de substratos na produção de hortaliças e flores. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE CULTIVO PROTEGIDO EM HORTALIÇAS E FLORES, 2000, Holambra. **Resumos**. Holambra (SP): Flortec Consultoria e Treinamento, 2000. p.1-10.
- TEIXEIRA, P. de T. L. et al. Desenvolvimento vegetativo e acúmulo de massa seca com a adubação de porta-enxertos cítricos cultivados em tubetes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.40, n.12, p.2603-2607, dez., 2010.
- TEIXEIRA, P. de T. L. et al. Desenvolvimento vegetativo de porta-enxertos de citros produzidos em diferentes recipientes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.6, p.1695-1700, set., 2009.
- TEIXEIRA, P. de T. L. **Tecnologias empregadas para a produção de porta-enxertos cítricos em ambiente protegido**. 2008. 150f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.
- TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p.
- TRANI, P.E.; TIVELLI, S. W.; CARRIJO, O. A. **Fertirrigação em hortaliças**. 2.ª ed. rev. atual. Campinas: Instituto Agronômico, 2011.51p. (Série Tecnologia APTA. Boletim Técnico IAC, 196).
- VERDONCK, O.; VLEESCHAUMER, D.; DE BOODT, M. The influence of the substrate to plant growth. **Acta Horticulturae**, Wageningen, v. 150, p. 467-473, 1981.
- VILLAS BÔAS; R. L. et al. **Uso e manejo da fertirrigação e hidroponia**. Jaboticabal: Funep, 2002a. p. 01-26.
- VILLAS BÔAS; R. L. et al. Teores de nutrientes na folha, qualidade do suco e massa seca de raízes de laranja 'Valência' em função da irrigação e fertirrigação. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 24, n. 1, p. 231-235, abr. 2002b.
- ZANETTI, M. et al. Caracterização física de substratos para produção de mudas e porta-enxertos cítricos sob telado. 2001a. **Revista Laranja**. Disponível em: http://www.citrograf.com.br/artigos_tecnicos.html. Acesso em: 03 jul. 2005.
- ZANETTI, M. et al. Desenvolvimento vegetativo de mudas de citros em substrato de fibra de coco sob diferentes níveis de irrigação 2001b. **Revista Laranja**. Disponível em: http://www.citrograf.com.br/artigos_tecnicos.html. Acesso em: 03 jul. 2005.
- ZANINI, J. R.; VILLAS BÔAS; R. L.; FEITOSA FILHO, J. C. **Uso e manejo da fertirrigação e hidroponia**. 1 Ed. Jaboticabal: Funep, 2002, 65p.

A presente edição composta pela UFRGS,
em caracteres Palatino Linotype,
formato e-book, pdf, em setembro de 2016.